

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 10
Informe de Evaluación de Stocks 10

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2008
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2008

La Jolla, California

2010

INTRODUCTION

This report consists of revised versions of six background documents on tunas and one species of billfish prepared for the 10th Stock Assessment Review Meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Del Mar, California, USA, on 9-12 May 2009.

CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future <i>by</i> Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva	3
Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder	110
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder.....	116
Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future <i>by</i> Michael G. Hinton	229
Preliminary estimation of age- and sex-specific natural mortality of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying a cohort analysis with auxiliary information to tagging data <i>by</i> Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, Richard Deriso, Kurt Schaefer, and Daniel Fuller.....	253
Evaluation of aspects of the current IATTC port-sampling design and estimation procedures for catches of tunas by purse seiners and pole-and-line vessel <i>by</i> Cleridy E. Lennert-Cody and Patrick K. Tomlinson	279

INTRODUCCIÓN

El presente informe es integrado por versiones revisadas de seis documentos de información sobre atunes y una especie de pez picudo preparados para la décima Reunión de Revisión de Evaluaciones de Poblaciones de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Del Mar, California (EE.UU.) del 9 al 12 de mayo de 2009.

ÍNDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2008 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva	86
Indicadores actualizados de la condición de la población del atún barrilete en el Océano Pacífico Oriental <i>por</i> Mark N. Maunder	113
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2008 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	203
Evaluación del marlín rayado en el Océano Pacífico oriental en 2008 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Michael G. Hinton.....	245
Estimación preliminar de la mortalidad natural por edad y por sexo del atún patudo en el Océano Pacífico oriental mediante la aplicación de un análisis de cohortes con información auxiliar a datos de marcado <i>por</i> Mark N. Maunder, Alexandre Aires-Da-Silva, Richard Deriso, Kurt Schaefer, y Daniel Fuller	272
Evaluación de aspectos del actual diseño del muestreo en puerto de la ciat procedimientos de estimación de las capturas de atunes por buques de cerco y de caña <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody y Patrick K. Tomlinson	300

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2008 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

CONTENTS

1. Summary	3
2. Data	5
3. Assumptions and parameters.....	8
4. Stock assessment.....	10
5. Status of the stock	18
6. Simulated effects of future fishing operations	20
7. Future directions.....	21
Figures	23
Tables.....	62
Appendices.....	66
References.....	107

1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. This model differs from that used in previous assessments. Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. The purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO. The movements of tagged yellowfin are generally over hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although there is some genetic evidence for local isolation. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure. The assessment for 2009 differs substantially from that of 2008 because it uses the Stock Synthesis program, whereas the A-SCALA program was used for previous assessments. The main differences include: use of a sex-specific model, inclusion of indices of abundance, rather than effort, and use of functional forms for selectivity. The catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2008. New or updated longline catch data are available for China (2007), Chinese Taipei (2005-2007), and Japan (2003-2007).

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2006). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. Larger recruitments in 2007 and 2008 have caused the biomass to increase in recent years.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and

pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than do the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. Despite the fact that more catch is taken in the fishery associated with dolphins than in the other fisheries, the floating-object and unassociated purse-seine fisheries have a greater impact on the yellowfin spawning biomass.

The estimated biomass is significantly lower than that estimated in the previous assessment, indicating that the results are sensitive to the changes in assessment methodology. There is also a large retrospective pattern of overestimating recent recruitment. The pattern is due to size composition data for the floating-object fishery. These, in combination with the wide confidence intervals for estimates of recent recruitment, indicate that estimates of recent recruitment and recent biomass are uncertain. The results of the assessment are also particularly sensitive to the level of natural mortality assumed for adult yellowfin.

Historically, the spawning biomass ratio (ratio of the spawning biomass to that of the unfished population; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during 1975-1983 corresponding to the lower productivity regime of , but above that level for most of the following years, except for the recent period (2004-2007). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2009 is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), but recent catches are substantially below MSY.

The MSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

The MSY has been stable during the assessment period, which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the level corresponding to MSY.

The SBR corresponding to MSY decreased substantially from the previous assessment, indicating that the results are sensitive to the change in methodology, specifically to method used to model selectivity. However, the SBR relative to SBR corresponding to MSY and the multiplier of F (fishing mortality) are similar to those of the previous assessment.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the MSY. The status of the stock is also sensitive to the value of adult natural mortality, the method used to model selectivity, and the assumed length of the oldest age modeled (29 quarters).

Under recent levels of fishing mortality (2006-2008), the spawning biomass is predicted to slightly decrease, but remain above the level corresponding to MSY. Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that under current effort and produces slightly higher catches.

Key Results

1. The estimates of absolute biomass are lower than those in previous years.
2. The SBR corresponding to MSY is substantially less than those of previous assessments, and the reduction is attributed to the new method to model selectivity.

3. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels, and there are retrospective patterns of overestimating recent recruitment.
4. The recent fishing mortality rates are close to those corresponding to the MSY.
5. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
6. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the levels of MSY and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have recently switched from the high to an intermediate productivity regime.
7. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.
8. The results are sensitive to the natural mortality assumed for adult yellowfin, the method used to model selectivity, and the length assumed for the oldest fish.

2. DATA

Catch, indices of abundance, and size-composition data for January 1975-December 2008, plus biological data, were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2008, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases by 15 April 2009. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Sixteen fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, pole and line, and longline), purse-seine set type (sets on schools associated with floating objects, unassociated schools, and dolphin-associated schools), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The yellowfin fisheries are defined in Table 2.1, and their spatial extents are shown in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined so that, over time, there is little change in the size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 1-2, 4, 13-14, and 16), and sets made on mixtures of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 15).

2.2. Catches

To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and shown in Table 2.1. “Landings” is catch landed in a given year even if the fish were not caught in that year. Catch that is taken in a given year and not discarded at sea is termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin. Removals by Fisheries 10-12 are simply retained catch (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are retained catch plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-9 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 13-16 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 1-4 (Table 2.1).

New and updated catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. New catch data for 2008 and updated data for earlier years are used for the surface fisheries.

The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. Comparisons of catch estimates from different sources show consistent differences between cannery and

unloading data and the results of species composition sampling. Comparing the two sets of results is complex, as the cannery and unloading data are collected at the trip level, while the species-composition samples are collected at the well level, and represent only a small subset of the data. Differences in catch estimates could be due to the proportions of small tunas in the catch, differences in identification of the fish at the cannery, or even biases introduced in the species-composition algorithm in determining the species composition in strata for which no species-composition samples are available. In this assessment we calculated average quarterly and fishery-specific scaling factors for 2000-2005 and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. Harley and Maunder (2005) compared estimates of the catches of bigeye obtained by sampling catches with estimates of the catches obtained from cannery data.

Updates and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) have also been incorporated into the current assessment. In particular, new or updated catch data were available for China (2007), Chinese Taipei (2005-2007), and Japan (2003-2007).

A substantial proportion of the longline catch data for 2008 were not available, so catches for the longline fisheries for the recent years for which the data were not available were set equal, by nation, to the last year for which catch data were available.

Trends in the catch of yellowfin in the EPO during each quarter from January 1975 to December 2008 are shown in Figures 2.2a and 2.2b. It should be noted that there were substantial surface and longline fisheries for yellowfin prior to 1975 (Shimada and Schaefer 1956; Schaefer 1957; Matsumoto and Bayliff 2008). The majority of the catch has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. One main characteristic of the catch trends is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets on fish associated with floating objects, especially FADs in Fisheries 1 and 2. However, this is a relatively small part of the total catch.

Although the catch data in Figure 2.2a are presented as weights, the catches in numbers of fish were used to account for most of the longline catches of yellowfin in the stock assessment.

2.2.1. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that yellowfin are discarded from catches made by purse-seine vessels because of inefficiencies in the fishing process (when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003a). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards were implemented in the yellowfin assessment.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards prior to 1993, and it is assumed that there were no discards due to inefficiencies before that time. There are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards, in which case it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year or, if not available, a proximate year.

Discards that result from the process of sorting the catches are treated as separate fisheries (Fisheries 13-16), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old. Maunder and Watters (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take yellowfin associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch yellowfin

in association with floating-objects are presented in Figure 2.2c. As seen in Figure 2.2c, a reduction in bycatch rates occurred beginning around 2001, possibly as a consequence of a series of bycatch retention resolutions passed for the years 2001-2007. No retention resolution was in force during 2008, but the bycatch rates continue to be low. It is assumed that yellowfin are not discarded from longline fisheries (Fisheries 11 and 12).

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. New fishing effort and catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-9) have been added for 2008 and updated for earlier years. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2005-2007). Trends in the amount of fishing effort exerted by 11 of the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO are shown in Figure 2.3; the pole-and-line and four discard fisheries are excluded from Figure 2.3.

The catch per unit of effort (CPUE) for the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by number of days fished. The number of days fished by set type was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters, 2001).

Estimates of standardized CPUE (1975-2007) were obtained for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder 2006).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 4.1. The indices of abundance that were considered appropriate for use in the assessment were those from Fisheries 5 and 6 (purse-seine sets on unassociated schools), 7 and 8 (purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins), and 12 (the southern longline fishery). The fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low, highly variable, or had variable length-frequency data and are considered not representative of yellowfin abundance.

2.4. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch yellowfin of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is shown in Figure 4.2a and temporal variation is shown in Figures 4.2b-4.2e. Maunder and Watters (2001) describe the sizes of yellowfin caught by each fishery. In general, floating-object, unassociated, and pole-and-line fisheries catch smaller yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch larger ones. New purse-seine length-frequency data were included for 2008.

New longline length-frequency data for 2007-2008 for the Japanese fleet were included. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

2.5. Auxiliary data

Age-at-length estimates (Wild 1986) calculated from otolith data were integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age for a growth sensitivity analysis. Wild's data consisted of ages, based on counts of daily increments in otoliths, and lengths for 196 fish collected between 1977 and 1979. The sampling design involved collection of 15 yellowfin in each 10-cm interval in the length range of 30 to 170 cm.

Sex ratio-at-length data (Schaefer 1998) were integrated into the stock assessment model to provide information on natural mortality by sex for a sensitivity analysis investigating the ability to estimate the natural mortality for adult yellowfin by sex. The data comprise 8065 yellowfin caught by purse-seine vessels from October 1987 to September 1989.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The Richards growth curve is used to represent growth in the yellowfin tuna assessment (Figure 3.1). The parameters of the model are taken from the previous year's assessment, and are based on the fit to data from Wild (1986).

Expected asymptotic length (L_{∞}) cannot be reliably estimated from data such as those of Wild (1986) that do not include many old fish. However, Hoyle and Maunder (2007) found that the results were insensitive to the value of L_{∞} .

The coefficient of variation in length at age is assumed constant, and is taken from the previous year's assessment.

The following weight-length relationship, from Wild (1986), was used to convert lengths to weights in this stock assessment:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

A more extensive unpublished data set of length and weight data gives a slightly different relationship, but inclusion of this alternative data set in the stock assessment model gives essentially identical results.

3.1.2. Recruitment and reproduction

The Stock Synthesis method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and a parameter called steepness. Steepness is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning stock size is reduced to 20% of its unexploited level, and it controls how quickly recruitment decreases when the size of the spawning stock is reduced. As in the previous assessments, the base case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a sensitivity analysis.

It is assumed that yellowfin can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Hennemuth (1961) reported that there are two peaks of spawning of yellowfin in the EPO, but it is assumed in this study that recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Schaefer 1998).

An assumption is made about the way that recruitment can vary around its expected level, as determined from the stock-recruitment relationship. This assumption is used to penalize the temporal recruitment deviates. It is assumed that the logarithm of the quarterly recruitment deviates is normally distributed with a standard deviation of 0.6.

Recruitment is modeled at age zero in Stock Synthesis. The previous assessments modeled recruitment at age 2 quarters. Age zero is used for convenience and the assumed natural mortality for ages not vulnerable to the fisheries is not intended to represent the actual natural mortality and only arbitrarily scales the recruitment at age zero. Therefore, the assumed level of natural mortality for these ages has no impact on the assessment results.

The spawning potential of the population is estimated from the numbers of mature females adjusted for batch fecundity and spawning frequency (Schaefer 1998). The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the spawning biomass ratios (ratios of

spawning biomass to that for the unfished stock, SBRs). The relative fecundity at age is shown in Figure 3.2.

3.1.3. Movement

The evidence of yellowfin movement within the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001), and the results of more recent research are given by Schaefer *et al.* (2007). They found that movements of yellowfin tuna released off southern Baja California, including those at liberty in excess of one year, are geographically confined. Therefore, the level of mixing between this area and others in the EPO should be expected to be very low. This result is consistent with the results of various tagging studies (conventional and archival) of tropical tunas throughout the Pacific. This indicates that fishery-wide controls of effort or catch will most likely be ineffective to prevent localized depletions of these stocks (Schaefer *et al.* 2007). For the purposes of the current assessment, it is assumed that movement does not affect the stock assessment results. However, given the results of Schaefer *et al.* (2007), investigation of finer spatial scale or separate sub-stocks should be considered.

3.1.4. Natural mortality

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin grow older, the natural mortality rate (M) changes. This assumption is similar to that made in previous assessments, in which M was assumed to increase for females after they reached the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999: 38). Males and females are treated separately in the current stock assessment, and M differs between males and females. The values of quarterly M used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.3. These values were estimated by making the assumptions described above, fitting to sex ratio at length data (Schaefer 1998), and comparing the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin in the EPO is estimated.

3.1.5. Stock structure

The exchange of yellowfin between the EPO and the central and western Pacific has been studied by examination of data on tagging, morphometric characters, catches per unit of effort, sizes of fish caught, *etc.* (Suzuki *et al.* 1978), and it appears that the mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it is not extensive. Therefore, for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there is a single stock, with little or no mixing with the stock(s) of the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

Recruitment of yellowfin in the EPO has tended to be greater after El Niño events (Joseph and Miller 1989). Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin in the EPO (Maunder and Watters 2001, 2002; see Maunder and Watters 2003b for a description of the methodology). This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable was incorporated into previous stock assessment models to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. Previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002) showed that estimates of recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. Maunder (2002a) correlated recruitment with the environmental time series outside the stock assessment model. For candidate variables, Maunder (2002a) used the sea-surface temperature (SST) in an area consisting of two rectangles from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average SST \geq 24°C, and the Southern Oscillation Index. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. However, no relationship with these variables was found. No investigation using environmental variables was carried out in this assessment.

In previous assessments it has also been assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1 (Maunder and Watters 2001, 2002). It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear, and several different environmental indices have been investigated. However, only SST for the southern longline fishery was found to be significant. Therefore, because of the use of standardized longline CPUE, environmental effects on catchability were not investigated in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

The Stock Synthesis model (Methot 2005, 2009) is used for the first time to assess the status of yellowfin tuna in the EPO. It consists of an integrated (fitted to many different types of data) statistical age-structured stock assessment model. The model uses quarterly time steps to describe the population dynamics.

The model is fitted to the observed data (indices of relative abundance based on CPUE and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized (for recruitment temporal deviates) likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Yellowfin tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.
2. As yellowfin tuna age, they become more vulnerable to fisheries 6, 9, 11, and 12, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears (*i.e.* asymptotic selectivity is assumed).
3. The data for fisheries that catch yellowfin tuna on floating objects (Fisheries 1-4), associated with dolphins in the south (Fishery 9), the pole and line fishery (Fishery 10), the longline fishery in the north (Fishery 11), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 13-16) provide relatively little information about biomass levels, because they do not direct their effort at yellowfin or there is too much variability in the fishery. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance. The CPUE time series fitted in the assessment are series from fisheries 5, 6, 7, 8, and 12.
4. The data for the fishery associated with dolphins in the south (Fishery 9), the pole and line fishery (Fishery 10), and the longline fishery in the north (Fishery 11) are considered too variable, so their selectivity curves are assumed to be equal to those of other fisheries (Fisheries 12, 3, and 12, respectively) and their size composition data are not fitted in the model.

The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every quarter from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2009 (average recruitment and quarterly recruitment deviates);
2. catchability and the standard deviation for the likelihood function for the five CPUE time series that are used as indices of abundance;
3. Selectivity curves for 9 of the 16 fisheries (Fishery 10 mirrors the selectivity of Fishery 3, Fisheries 9 and 11 mirror the selectivity of Fishery 12, and Fisheries 13-16 have assumed selectivity curves);
4. initial population size and age structure (recruitment offset, initial fishing mortality, and deviates for ages 1 to 16 quarters);

The values of the following parameters are assumed to be known for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. fecundity of females at age (Figure 3.2);
2. natural mortality at age (Figure 3.3);

3. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);
4. steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the base case assessment).
5. mean length at age (Section 3.1.1, Figure 3.1);
6. parameters of a linear model relating the coefficient of variation of length at age to age.

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average fishing mortality rates, by gear, for 2006-2008. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the most recent year (2008) in the 3-year average fishing mortality rate estimate was tested. For this purpose, a 2-year (2006-2007) average fishing mortality rate was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of yellowfin in the EPO. Also, the stock assessment model does not perfectly represent the dynamics of the yellowfin population, nor of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since this assumption is unlikely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment. Additional sources of uncertainty are investigated in seven sensitivity analyses.

1. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship: The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
2. Sensitivity to the data used in the model: As for the previous assessment, the model is fitted to CPUE data for all fisheries and years (except the pole-and-line and the discard fisheries), the length-frequency data for all fisheries and years, and asymptotic selectivity is estimated for the southern dolphin-associated fishery and the northern longline fishery. However, in contrast to the previous assessment, the standard deviations of the likelihood functions for the CPUE data were estimated, and therefore the weighting of the CPUE data in the model differs from that of the previous assessment.
3. Sensitivity to the natural mortality of mature yellowfin: The natural mortality rates for mature females and for mature males are estimated. Data on sex ratio were included in the model to provide information on the difference in natural mortality between the sexes. The natural mortality was parameterized, using a five-parameter broken stick with the ages of the breakpoints fixed and parameters of the initial age and the first two breakpoints fixed. The parameter of the third breakpoint was estimated, and was allowed to differ between the sexes. The value for the greatest age was set equal to the value of the third breakpoint.
4. Sensitivity to the selectivity curves: A sensitivity analysis was carried out to investigate the difference in selectivity parameterizations used in the current assessment, compared to the previous assessment. The selectivity was parameterized using a parameter for each age that was an exponential offset from the previous age. A normal prior with a standard deviation of 0.4 was put on the parameters to smooth the selectivity curve. The selectivity curve for the southern longline fishery was not changed, and remained asymptotic. The selectivity curves for fisheries 9, 10, and 11 were estimated, and the model was fitted to their length-frequency data. The selectivity was forced to zero at greater ages for many of the fisheries, as was done in previous assessments.
5. Sensitivity to the length at the maximum age (29 quarters) in the model: The maximum length is fixed at 175 cm, and the remaining three parameters of the Richards growth equation are estimated. The model is fit to age data from otoliths conditioned on length.

6. Sensitivity to excluding the size-composition data for the floating-object fisheries from the analysis: In this sensitivity analysis, the selectivity curves for the floating-object fisheries (Fisheries 1-4) are fixed equal to the selectivity curve estimated for the northern purse-seine fishery on unassociated schools (Fishery 5).
7. Sensitivity to including a change in selectivity for the floating-object fisheries starting in 2001 due to Resolution C-00-08, which prohibited the discarding of yellowfin tuna resulting from sorting by size. The parameters for the left limb and the peak of the selectivity curve had different values estimated for the 1975-2000 and 2001-2008 periods.

4.1. Assessment results

The results of the base case assessment and sensitivity analyses are described below. The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

4.1.1. Fishing mortality

There is variation in fishing mortality exerted by the fisheries that catch yellowfin in the EPO, with fishing mortality being higher before 1984, during the lower productivity regime (Figure 4.3a), and since 2003. Fishing mortality changes with age (Figure 4.3b), and is being greatest for middle-aged fish. There is a peak at around ages of 14-15 quarters, which corresponds to peaks in the selectivity curves for fisheries on unassociated and dolphin-associated yellowfin (Figures 4.3b, 4.3c, and 4.4). The fishing mortality of young fish has not greatly increased in spite of the increase in effort associated with floating objects that has occurred since 1993 (Figures 4.3b and 4.3c).

The fishing mortality rates vary over time because the amount of effort exerted by each fishery changes over time, because different fisheries catch yellowfin of different ages (the effect of selectivity), and because the efficiencies of various fisheries change over time (the effect of catchability). The first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3).

Selectivity curves are estimated for 9 of the 16 fisheries defined in the stock assessment of yellowfin (Figure 2.1) and they are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects tend to select smaller yellowfin, except for the southern fishery, which catches larger fish (Figure 4.4, Fisheries 1-4). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin in the north select fish similar in size to those caught by sets on floating objects (Figure 4.4, Fishery 5). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin in the south and on yellowfin associated with dolphins select larger yellowfin (Figure 4.4, Fisheries 6-8). The longline fisheries for yellowfin also select mainly larger individuals (Figure 4.4, Fishery 12). The selectivity curves for the southern dolphin associated fishery, the pole-and-line fishery, and the northern longline fishery were not estimated, and mirrored other fisheries (Figure 4.4).

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin taken in association with floating objects are assumed to be composed only of fish of ages 2-4 quarters (Fisheries 13-16).

4.1.2. Recruitment

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.9b, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6). The apparent relationship between spawning biomass and recruitment is due to an apparent regime shift in productivity (Tomlinson 2001). The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the spawning biomass. Therefore, in the long term, above-average recruitment is related to above-average spawning biomass and below-average recruitment to below-average spawning biomass.

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt (1957) steepness parameter at 0.75 (Appendix A). This means that recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population

when the population is reduced to 20% of its unexploited level. Given the information currently available, the hypothesis of two regimes in recruitment is at least as plausible as an effect of population size on recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.3.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7a and 4.7b, and the estimated annual total recruitments are listed in Table 4.1. The large cohort spawned in the first quarter of 1998 was estimated to be the strongest cohort of the 1975-2008 period. A sustained period of high recruitment was estimated from 1999 until the start of 2002. A large recruitment was estimated for the first quarter of 2007.

Another characteristic of the recruitment, which was also apparent in previous assessments, is the regime change in the recruitment levels, starting during the second quarter of 1983. The recruitment was, on average, consistently greater after 1983 than before. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.9a). There is an indication that the recruitments from 2002-2006 were at low levels, similar to those prior to 1983, perhaps indicating a lower productivity regime.

The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for that of the most recent year (Figures 4.7a and 4.7b). The estimates of uncertainty are surprisingly small, considering the inability of the model to fit modes in the length-frequency data (Figure 4.8). These modes often appear, disappear, and then reappear.

4.1.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin that are three quarters or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9a, and estimates of the biomass at the beginning of each year are listed in Table 4.1. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin was at low levels; it then increased rapidly during 1983-1985, remained relatively constant during 1986-1999, then increased rapidly again, peaking in 2001, but by 2006 had declined to levels similar to those prior to 1984. The biomass has increased in recent years to levels similar to those of 1986-1999.

The spawning biomass is defined as the relative total egg production of all the fish in the population. The estimated trend in spawning biomass is shown in Figure 4.9b, and estimates of the SBR (defined in Section 3.1.2) at the beginning of each year are shown in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for biomass, described in the previous paragraph. The confidence intervals on the index of spawning biomass estimates indicate that it is well estimated.

It appears that trends in the spawning biomass of yellowfin can be explained by the trends in fishing mortality and recruitment. Simulation analysis is used to illustrate the influence of fishing and recruitment on the spawning biomass trends (Maunder and Watters, 2001). The simulated index of spawning biomass trajectories with and without fishing are shown in Figure 4.10b. The large difference in the two trajectories indicates that fishing has a major impact on the spawning biomass of yellowfin in the EPO (Figure 4.10a). The large increase in spawning biomass during 1983-1984 was caused initially by an increase in average size (Anonymous 1999), followed by an increase in average recruitment (Figure 4.7), but increased fishing pressure prevented the spawning biomass from increasing further during the 1986-1990 period.

The impact of each major type of fishery on the yellowfin stock is shown in Figure 4.10b. The estimates of index of spawning biomass in the absence of fishing were computed as above, and then the biomass trajectory was estimated by setting the effort for each fisheries group, in turn, to zero. The spawning biomass impact for each fishery group at each time step is derived as this index of spawning biomass trajectory minus the index of spawning biomass trajectory with all fisheries active. When the impacts of individual fisheries calculated by this method are summed, they are greater than the combined impact calculated when all fisheries are active. Therefore, the impacts are scaled so that the sum of the individual impacts equals the impact estimated when all fisheries are active. Despite the fact that more catch is taken in the fishery associated with dolphins than in the other fisheries, the floating-object and unassociated

purse-seine fisheries have a greater impact on the spawning biomass of yellowfin.

4.1.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the yellowfin caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 10 to 15 kg for most of the 1975-2008 period, but have differed considerably among fisheries (Figure 4.11). The average weight was high during the 1975-1977, 1985-1992, and 2001-2004 periods, when the catch for the dolphin-associated fisheries was greater (Figure 2.3). The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.11). The lowest average weights occur in the floating-object and pole-and-line fisheries, followed by the unassociated fisheries, then the dolphin-associated, and finally the longline fisheries. The average weight caught also varies within these fisheries groups, as indicated by the selectivity curves (Figure 4.4).

4.2. Comparisons to external data sources

The mean length at age assumed in the model corresponds well with the otolith age-at-length data, but the assumed variation of length at age is much wider than indicated by the otolith data (Figure 3.1). The narrower variation of length at age seen in the otolith data may be due to the limited temporal and spatial characteristics of the data.

The proportion of females predicted by the model declines at an earlier age than is indicated by the otolith data (Figure C.5).

4.3. Diagnostics

Diagnostics of the model are presented as residual plots and retrospective analysis.

4.3.1. Residual plots

The model fits to the CPUE data from different fisheries are presented in Figure 4.2j. The model fits the CPUE observations for the dolphin-associated purse-seine and southern longline fisheries closely. However, the peak in 2001 is predicted too early in the former and too late in the latter. The fits to the CPUE data series for the unassociated purse-seine fisheries are less satisfactory. The ability of the model to fit the different CPUE data sets is also illustrated in the estimates of the standard deviations for the likelihood functions. They indicate that the best fits are to the CPUEs for the dolphin-associated purse-seine fisheries. The model also corresponds well to the southern floating-object fishery CPUE, which is not explicitly fitted in the model.

	Fishery	Standard deviation	Used
1	Southern floating object	0.37	No
2	Central floating object	0.47	No
3	Inshore floating object	0.75	No
4	Northern floating object	0.41	No
5	Northern unassociated	0.56	Yes
6	Southern unassociated	0.66	Yes
7	Northern dolphin	0.37	Yes
8	Inshore dolphin	0.34	Yes
9	Southern dolphin	0.60	No
11	Pole and line	NA	No
11	Northern longline	0.83	No
12	Southern longline	0.47	Yes

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length-composition data (Figures 4.2f to 4.2i). The grey and black circles represent observations that are less and greater, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. There

are several notable characteristics of the residuals. The model underestimates the large and small fish for the floating-object fisheries. Conversely, it underestimates medium-sized fish for the southern longline fishery. There are substantial residual patterns for the southern dolphin associated purse seine fishery and the pole-and-line fishery, but this is expected because the selectivity curves are mirrored with other fisheries and the model is not fitted to their catch-at-length data. For all fisheries, the model fits the length-frequency data better than the assumed sample size used in the model, even the fisheries for which the length-frequency data are not explicitly fitted in the model.

	Fishery	Mean effective sample size	Mean input sample size	Used
1	Southern floating object	41	17	Yes
2	Central floating object	38	18	Yes
3	Inshore floating object	26	13	Yes
4	Northern floating object	68	13	Yes
5	Northern unassociated	67	26	Yes
6	Southern unassociated	41	21	Yes
7	Northern dolphin	123	31	Yes
8	Inshore dolphin	136	30	Yes
9	Southern dolphin	51	8	No
10	Pole-and-line	12	12	No
11	Northern longline	40	2	No
12	Southern longline	111	33	Yes

The appearance, disappearance, and subsequent reappearance of strong cohorts in the length-frequency data is a common phenomenon for yellowfin in the EPO. This may indicate spatial movement of cohorts or fishing effort, limitations in the length-frequency sampling, or fluctuations in the catchability of the fish. Bayliff (1971) observed that groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared in this fishery, which he attributed to fluctuations in catchability.

4.3.2. Retrospective analysis

Retrospective analysis is a useful method to determine how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often reveal inadequacies in the stock assessment method. The estimated biomass and SBR (defined in Section 3.1.2) from the previous assessment and the current assessment are shown in Figures 4.12a and 4.12b. However, the data and methodology differ between these assessments, so differences may be expected. The current assessment estimates of biomass (Figure 4.12a) and index of spawning biomass (Figure 4.12b) are much lower than in the previous assessment. However, the trends are similar. Trends in relative recruitment are similar to the previous assessment (Figure 4.12c). Comparison of previous assessments has shown a tendency to overestimate recent recruitment strengths.

Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same stock assessment method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis can be used to determine if there are consistent patterns in the estimates. These patterns are often viewed as biases by assuming that the estimates are more accurate when more years of data are included in the analysis. However, they really indicate only a model misspecification because it is possible that the estimates are biased when additional years of data are added to the analyses, depending on the model misspecification. The retrospective analysis indicates a tendency to overestimate the strengths of recent recruitment (Figure 4.14b) and consequently to overestimate recent and projected abundance (Figures 4.14a and 4.14c). Removing the floating-object fisheries (Fisheries 1-4) size composition data from the analyses removes this retrospective pattern (Figures F.1-F.3), indicating that the size composition data for the floating object fisheries are inconsistent with the size-composition data for the other fisheries at greater ages. Resolution

C-00-08 prohibited the discarding of yellowfin tuna due to size, which changed the selectivity curves of the floating-object fisheries in 2001 (Figure G.4) and could potentially cause the retrospective pattern. However, incorporating this into the stock assessment did not remove the retrospective pattern (Figure G.1-G.3).

4.4. Sensitivity to assumptions

Seven sensitivity analyses were carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix A), inclusion of all the data (Appendix B), natural mortality (Appendix C), selectivity (Appendix D), growth (Appendix E), exclusion of the floating-object size-composition data (Appendix F), and a change in the floating-object fisheries selectivity starting in 2001 (Appendix G).

1. The base case analysis assumed no stock-recruitment relationship, and an alternative analysis was carried out with the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship fixed at 0.75. This implies that when the population is reduced to 20% of its unexploited level, the expected recruitment is 75% of that from an unexploited population. As in previous assessments, the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship. However, as stated previously, the regime shift could also explain the result, since the period of high recruitment is associated with high spawning biomass, and vice versa. When a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (steepness = 0.75) is included, the estimated biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are almost identical to those of the base case assessment.
2. The estimated biomass (Figure B.1) and the relative recruitment (Figure B.2) from the sensitivity analysis that includes all the data (*i.e.* size composition and CPUE data for all fisheries except the discard fisheries and the CPUE for the pole and line fishery) in the model are similar to those for the base case.
3. The model that estimates the natural mortality for mature yellowfin produces a substantially better fit to the data with a reduction in the negative log likelihood of 46 units for two additional parameters. The estimated biomass is much greater than for the base case (Figure C.1). The relative recruitment is similar to that for the base case (Figure C.2). The natural mortality was estimated to be slightly higher for adult females, but was also estimated to increase substantially for males.
4. When age-specific selectivity is used, the estimated abundance (Figure D.1) and recruitment (Figure D.2) are similar to the base case, but the SBR corresponding to MSY is substantially higher (Table 5.1 and Figure D.3). The estimated age-specific selectivity curves show peaks at around 10-15 quarters similar to those estimated in the previous assessment (Figure D.4).
5. The model that fixes the length at the maximum age to 175 cm produces a better fit to the length-frequency data, but a worse fit to the CPUE data. However, the total negative log likelihood cannot be compared because of the additional sex ratio data. Nevertheless, removing the otolith data component of the negative log likelihood indicates that the lower length at the maximum age fits the other data better. The estimated biomass is moderately greater than that for the base case (Figure E.1) and the relative recruitment is similar to that for the base case (Figure E.2).
6. Excluding the size-composition data for the floating object fishery from the analysis has very little impact on the results, except for lowering the most recent recruitment and biomass estimates (Figures F.1-F.3). However, it does remove the retrospective pattern of recent recruitment and biomass being estimated higher when recent data are excluded from the analysis (Figures F.4-F.6).
7. Including a change in selectivity for the floating-object fisheries starting in 2001 has negligible impact on the results (Figures G.1-G.3), despite the improved fit to the data as represented by a reduction in the negative log likelihood. The selectivities for three of the four floating-object fisheries catch more smaller yellowfin after the adoption of the resolution, as would be expected due to the ban

on discarding small fish (Figure G.4). However, due to the implementation of the selectivity curves in the assessment model, this also causes a reduction of selectivity for the large yellowfin.

	Base case	Sensitivity analysis						
		1	2	3	4	5	6	7
Total	7248.64	7242.74	8238.06	7202.12	7776.94	7286.35	5257.32	7198.88
Index of abundance	-181.52	-182.33	-222.80	-164.83	-202.26	-179.59	-201.96	-184.60
Length composition	7433.90	7434.62	8465.17	7349.04	7979.78	7355.15	5468.39	7387.08
Otoliths	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	108.41	0.00	0.00
Recruitment	-3.75	-9.57	-4.57	1.69	-0.84	2.37	-9.36	-3.85
Sex ratio	0.00	0.00	0.00	15.97	0.00	0.00	0.00	0.00
1. Stock-recruitment relationship, $h = 0.75$					5. Growth			
2. All data					6. No size-composition data			
3. Natural mortality of mature yellowfin					7. Change in selectivity			
4. Age-specific selectivity								

Several other sensitivity analyses have been carried out in previous assessments of yellowfin tuna. Increasing the sample size for the length frequencies based on iterative re-weighting to determine the effective sample size gave similar results, but narrower confidence intervals (Maunder and Harley 2004). The use of cannery and landings data to estimate the catch of the surface fishery and different size of the selectivity smoothness penalties (if set at realistic values) gave similar results (Maunder and Harley 2004). The results were not sensitive to the value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve or to the link function used in the general linear model (GLM) standardization of the longline effort data (Hoyle and Maunder 2007).

4.5. Summary of the results from the assessment model

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2006). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. Larger recruitments in 2007 and 2008 have caused the biomass to increase in recent years.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated and dolphin-associated purse-seine fisheries and the longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated purse seine fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than do the northern and coastal dolphin-associated purse-seine fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. Despite more catch being taken in schools associated with dolphins than the other fisheries, the floating object and unassociated fisheries have a greater impact on the yellowfin spawning biomass (Figure 4.10b).

The estimated biomass is significantly lower than those estimated in the previous assessment, indicating that the results are sensitive to the changes in assessment methodology. There is also a large retrospective pattern of overestimating recent recruitment. This pattern is due to the size composition data for the floating object fishery. These, in combination with the wide confidence intervals for estimates of recent recruitment, indicate that estimates of recent recruitment and recent biomass are uncertain. The results of the assessment are also particularly sensitive to the level of natural mortality assumed for adult yellowfin.

5. STATUS OF THE STOCK

The status of the stock of yellowfin in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and MSY. Maintaining tuna stocks at levels that will permit the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The SBR, defined in Section 3.1.2, is compared to an estimate of SBR for a population that is producing the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Estimates of quarterly SBR_t for yellowfin in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the first quarter of 2009). Estimates of the index of spawning biomass during the period of harvest (S_t) are discussed in Section 4.2.3 and presented in Figure 4.9b. The equilibrium index of spawning biomass after a long period with no harvest ($S_{F=0}$) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level expected from an unexploited population. SBR_{MSY} is estimated to be about 0.27. This is lower than estimated in the previous assessment (0.34); the lower estimate is mainly a consequence of using different selectivity curves.

At the beginning of 2009 the spawning biomass of yellowfin in the EPO had increased relative to 2006, which was probably its lowest level since 1983. The estimate of SBR at the beginning of 2009 was about 0.35, with lower and upper 95% confidence limits of 0.27 and 0.43, respectively (Figure 5.1a).

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2003 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than S_{MSY} (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.27 in Figure 5.1a. For most of the early period (1975-1984) and the most recent period (2005-2007, but excluding 2008), however, the spawning biomass was estimated to be less than S_{MSY} . The spawning biomass at the start of 2009 is estimated to be above the level corresponding to MSY.

5.2. Assessment of stock status based on MSY

MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions and with the current distribution of types of gear and how these gears are deployed. To calculate MSY, the current fishing mortality rate is scaled so that it maximizes the catch. The value F multiplier scales the “current” fishing mortality, which is taken as the average over 2006-2008.

At the beginning of 2009, the biomass of yellowfin in the EPO appears to have been above the level corresponding to the MSY, and the recent catches have been substantially below the MSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the current (average of 2006-2008) level of fishing effort is less than that estimated to produce the MSY. The effort at MSY is 109% of the current level of effort. Due to reduced fishing mortality in 2008, repeating the calculations based on a fishing mortality averaged over 2006-2007 indicates that current effort is at the level that would produce MSY. It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the MSY level (Figure 5.2). Therefore, changes in the long-term levels of effort will only marginally change the long-term catches, while considerably changing the biomass. Reducing fishing mortality below the level at MSY would provide only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. In addition, fishing at levels corresponding to MSY estimated from the base case, which assumes that recruitment is independent of spawning biomass, when the true dynamics includes a stock-recruitment relationship causes a greater loss in yield than fishing at levels corresponding to MSY estimated from the analysis of sensitivity to a stock-recruitment relationship

when recruitment is, in fact, independent of spawning biomass (Figure 5.2).

The historical status of the population with respect to both the SBR and fishing mortality reference points is shown in Figure 5.1b. The fishing mortality has generally been below that corresponding to the MSY, except for the period before 1984 and during 2004-2007 (Figure 4.12c).

5.3. Comparisons with previous assessments

Estimates of management quantities are compared to estimates from previous assessments in Figure 4.13a. This figure simply takes the estimates of each management quantity from each previous stock assessment and plots them. The estimates differ because each consecutive year has additional data, because the mix of fishing effort by gear and the total changes over time, because recruitment changes over time, and because the assumptions used in the assessments can differ from year to year as the understanding of the stock dynamics improves. A second figure (Figure 4.13b) presents the management quantities calculated using the same model assumptions and data used in the base case, but calculates the quantities based on the fishing effort and mix of effort among gears. The management quantities are calculated using the three-year average of fishing mortality, including the year on the x-axis and the two previous years.

The estimates of the management quantities differ from the previous assessment (Figure 4.13a). The SBR corresponding to MSY is lower than the previous assessment, but is similar to those estimated in assessments carried out in 2000 and 2001. The change in the current assessment from the previous assessment is attributed to the change in how selectivity is modeled (see the sensitivity that estimates age-specific selectivity). However, the current assessment estimates lower biomass, which does not appear to be attributable to the change in method used to model selectivity. The estimates of MSY and the F multiplier appear to be consistent from assessment to assessment (compare Figures 4.13a and 4.13b).

5.4. Impact of fishing methods

The estimation of the MSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for groups of fisheries. If the management objective is to maximize the MSY, the age-specific selectivity of the longline fisheries will perform the best, followed by that of the dolphin-associated purse seine fisheries, the unassociated fisheries, and finally the floating-object fisheries (Table 5.2a). If an additional management objective is to maximize the S_{MSY} , the order is similar, but with dolphin-associated purse-seine fisheries slightly better than longline. It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest MSYs, would be efficient enough to catch the full MSYs predicted. On its own, the effort by the purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to be more than doubled to achieve the MSY.

MSY and S_{MSY} have been very stable during the modeled period (Figure 4.12b). This suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. The overall level of fishing effort, however, has varied with respect to the fishing effort corresponding to MSY.

5.5. Impact of environmental conditions

The apparent regime shift in productivity that began in 1984 and the recent lower level of productivity suggests alternative approaches to estimating the MSY, as different regimes will give rise to different values for the MSY (Maunder and Watters 2001). The MSY and spawning biomass corresponding to MSY are directly proportional to the average recruitment used, but the fishing mortality corresponding to MSY is not impacted. For example, if the average recruitment from 1985 to 2008 was used instead of using the whole time period, MSY and the spawning biomass corresponding to MSY would be increased. This would mean that greater yields would be possible, but the fishery would be overexploited (the

current biomass does not change while the spawning biomass corresponding to MSY increases). If the most recent low average recruitment was used, the opposite would occur. An alternative approach is to calculate the dynamic SBR (dSBR) by comparing the index of spawning biomass with the index of spawning biomass simulated over time in the absence of fishing (Figure 4.10). This approach takes the fluctuations of recruitment into consideration.

5.6. Sensitivity analyses

As shown in Table 5.1, including a stock-recruitment relationship in the stock assessment produces more pessimistic results, with the current spawning biomass being below that corresponding to MSY and fishing effort being higher than that corresponding to MSY. However, it increases the level of MSY that can be achieved. Including all the data, as done in previous assessments, has only a small impact on the results. Estimating the adult natural mortality produces more optimistic results, with the spawning biomass being substantially greater than that corresponding to MSY, current effort being substantially below that corresponding to MSY, and increases the level of MSY that can be obtained. Estimating age-specific selectivity increases the SBR corresponding to MSY, and therefore the spawning biomass is less than that corresponding to MSY and the effort levels are greater than those corresponding to MSY. Fixing the length at the maximum age to 175 cm produces more optimistic results, with the spawning biomass being substantially greater than that corresponding to MSY and current effort being substantially below that corresponding to MSY, but the level of MSY that can be obtained is about the same. The sensitivity analyses showed that excluding the floating object size composition data or including a change in the selectivities for the floating-object fisheries caused negligible changes in the management quantities (results not presented).

5.7. Summary of stock status

Historically, the SBR of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the MSY during the lower productivity regime of 1975-1983 (Section 4.2.1), but above that level for most of the following years, except for the recent period (2004-2007). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2009 is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), but recent catches are substantially below MSY.

The MSY calculations indicate that, theoretically, at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

The MSY has been stable during the assessment period, which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the level corresponding to MSY.

The SBR corresponding to MSY decreased substantially from the previous assessment indicating that the results are sensitive to the change in methodology. The change is attributed to the method used to model selectivity. However, the SBR relative to SBR corresponding to MSY and the F multiplier are similar to the previous assessment.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the MSY. The status of the stock is also sensitive to the value of adult natural mortality, the method used to model selectivity, and the assumed length of the largest age.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding as to how, in the future, hypothetical

changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of yellowfin in the EPO and the catches of yellowfin by the various fisheries.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on the biomass and catch. The projected fishing mortality was based on the averages during 2006-2008.

The scenarios investigated were:

1. Quarterly fishing mortality for each year in the future equal to the average for 2006-2008;
2. Quarterly fishing mortality for each year in the future was set to that corresponding to MSY.

6.2. Results of the simulation

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, and the total catch taken by the fisheries. There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.5. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describe the dynamics of the system, and because no account is taken for variation in catchability.

These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2008 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out with the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

6.2.1. Current effort levels

Under current levels of fishing mortality (2006-2008), the spawning biomass is predicted to slightly decrease, but remain above the level corresponding to MSY (Figure 6.1). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. It is predicted that the catches will be greater over the near term than in 2008, but will decline slightly in the future.

6.2.2. Fishing at F_{MSY}

Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that under current effort (Figure 6.2) and produces slightly higher catches.

6.3. Summary of the simulation results

Under current levels of fishing mortality (2006-2008), the spawning biomass is predicted to slightly decrease, but remain above the level corresponding to MSY. Fishing at F_{msy} is predicted to reduce the spawning biomass slightly from that under current effort and produces slightly higher catches.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data for the fisheries that catch yellowfin in the EPO. New and updated data will be incorporated into the next stock assessment.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff plans to conduct research on the influence of spatial structure on the EPO yellowfin tuna

assessment. On 14-17 October 2008 the IATTC held a workshop on spatial analysis for stock assessment, and the report from that workshop (<http://iattc.org/PDFFiles2/Spatial-Analysis-Workshop-2008-Report.pdf>) will be used to guide the research.

ACKNOWLEDGEMENTS

Richard Methot kindly allowed us to use his Stock Synthesis model and provided advice on at the assessment. Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of yellowfin tuna. William Bayliff and Nicholas Webb provided editorial assistance and Nicholas Webb translated the report to Spanish.

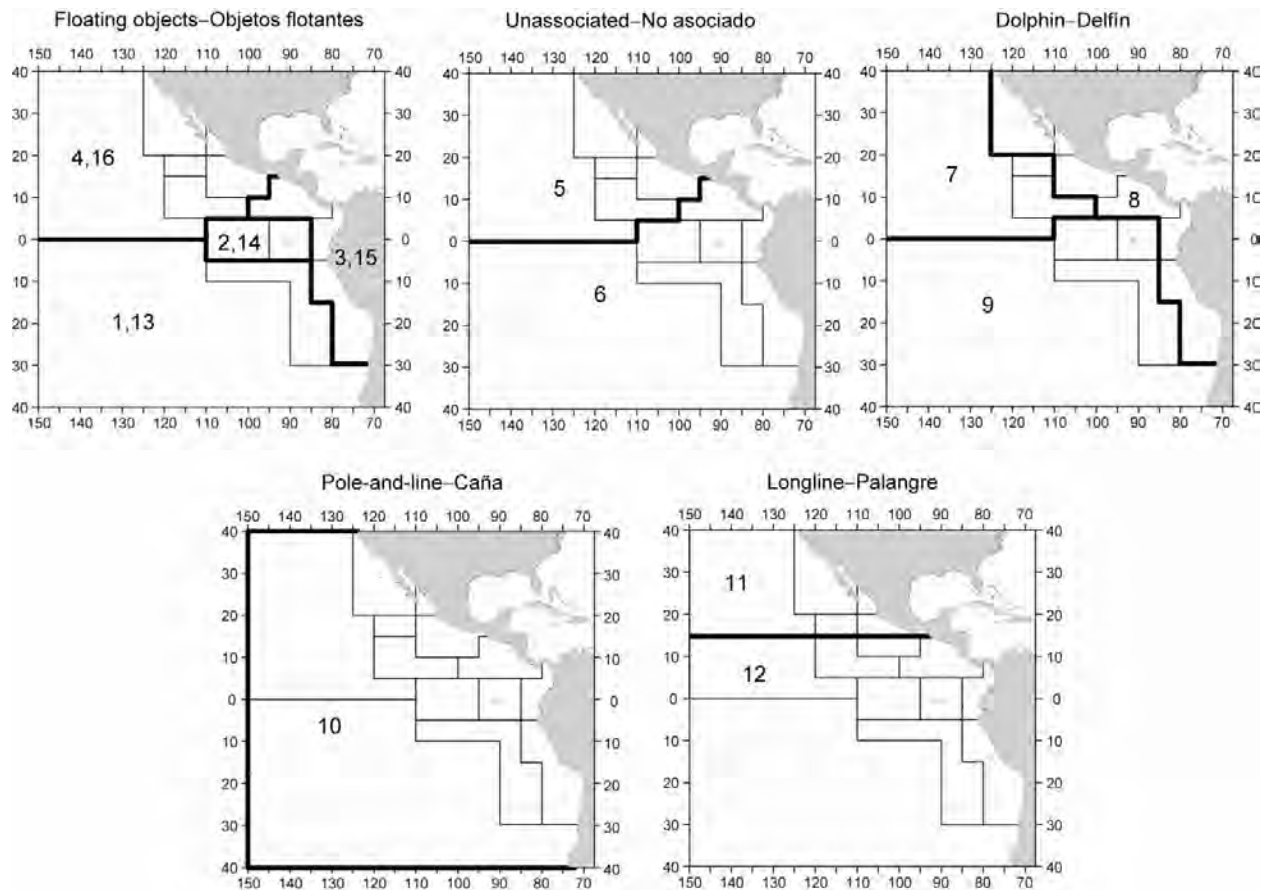


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

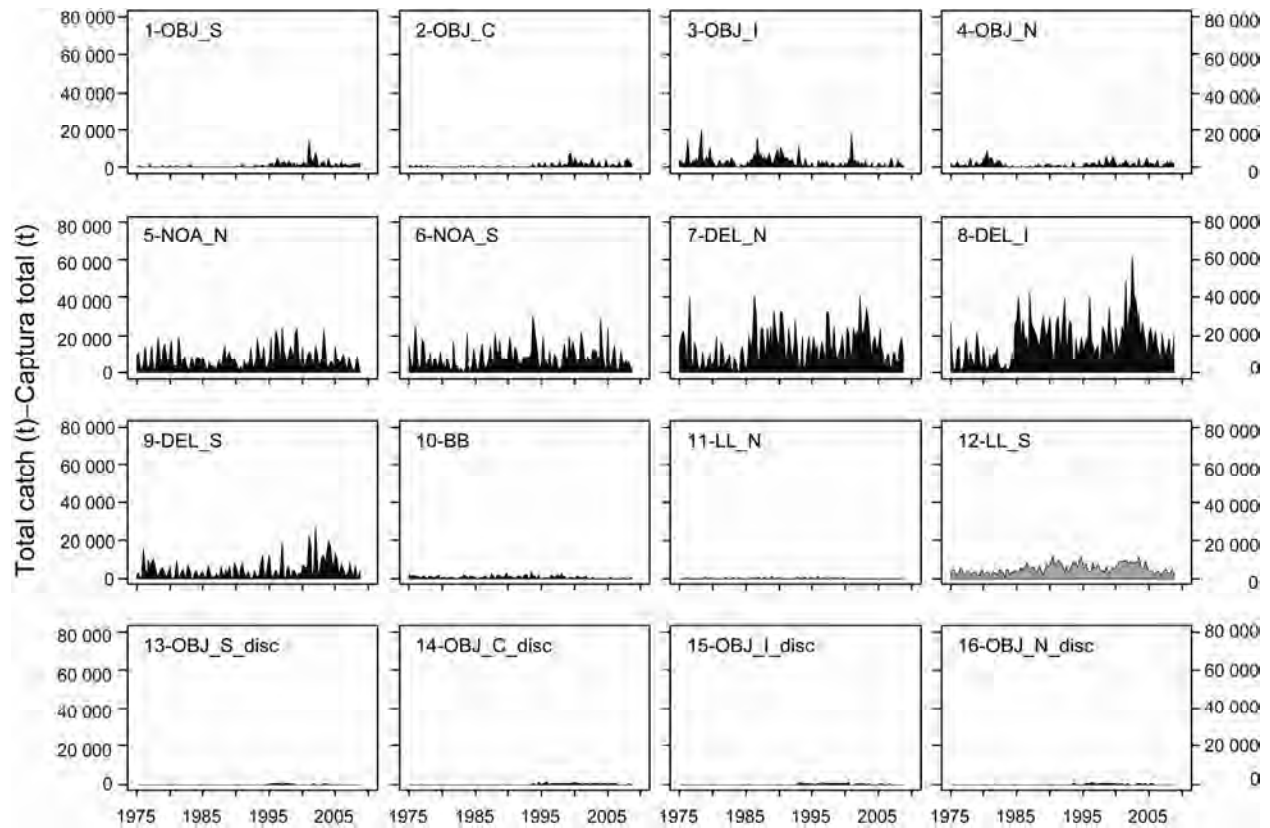


FIGURE 2.2a. Quarterly catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2a. Capturas trimestrales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación de la población usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Se estiman las capturas de las Pesquerías 11 y 12 en peso, multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio. t = toneladas métricas.

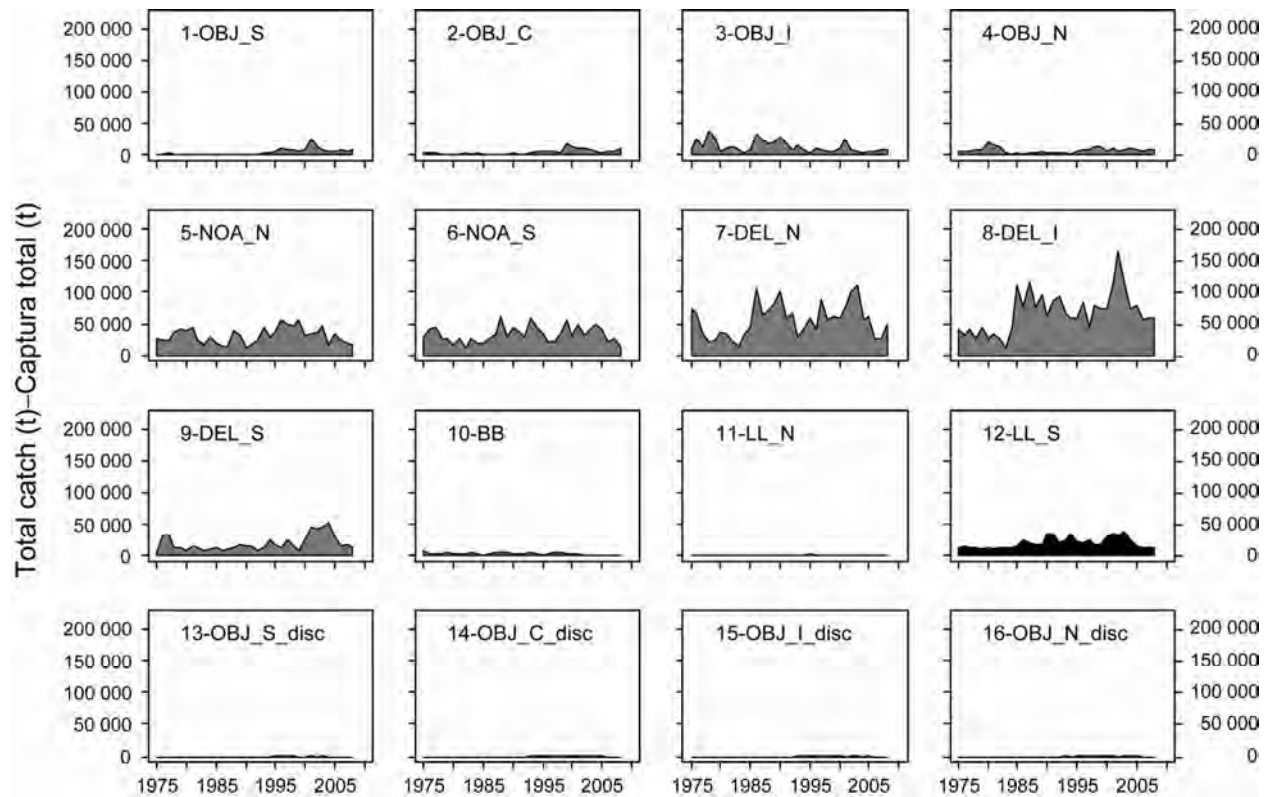


FIGURE 2.2b. Annual catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2b. Capturas anuales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Aunque se expresan todas las capturas en peso, el modelo de evaluación de poblaciones usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Se estiman las capturas de las Pesquerías 11 y 12 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio. t = toneladas métricas.

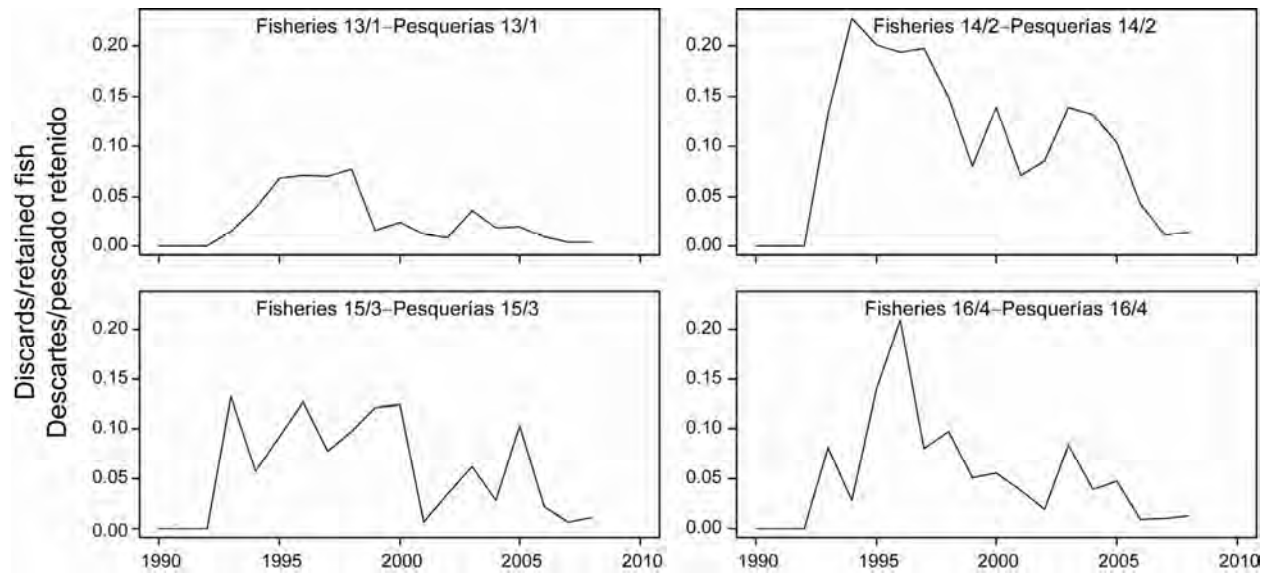


FIGURE 2.2c. Annual ratio of the discards of small fish from the floating-object fisheries to the landed catch.

FIGURA 2.2c. Cociente anual de los descartes de pescado pequeño de las pesquerías sobre objetos flotantes a la captura descargada.

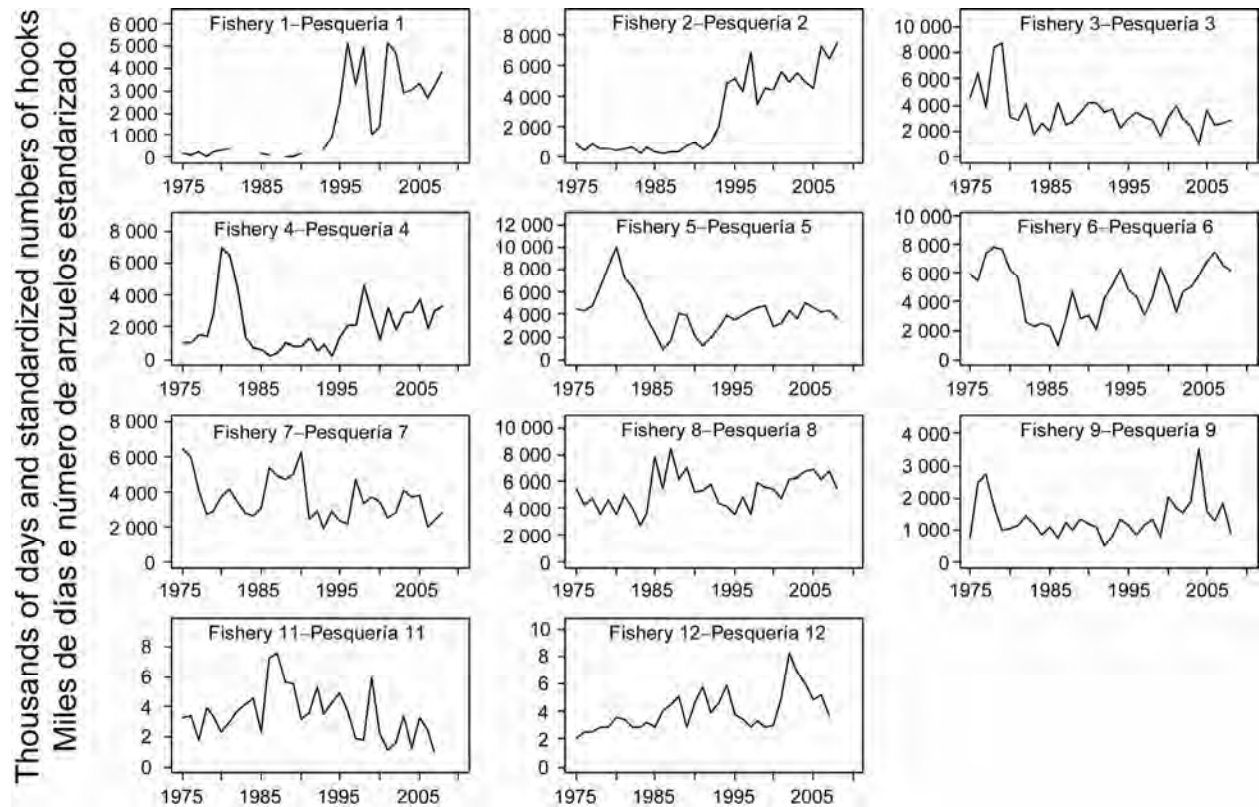


FIGURE 2.3. Annual fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca anual ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en días de pesca, y el de las Pesquerías 11 y 12 en número estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

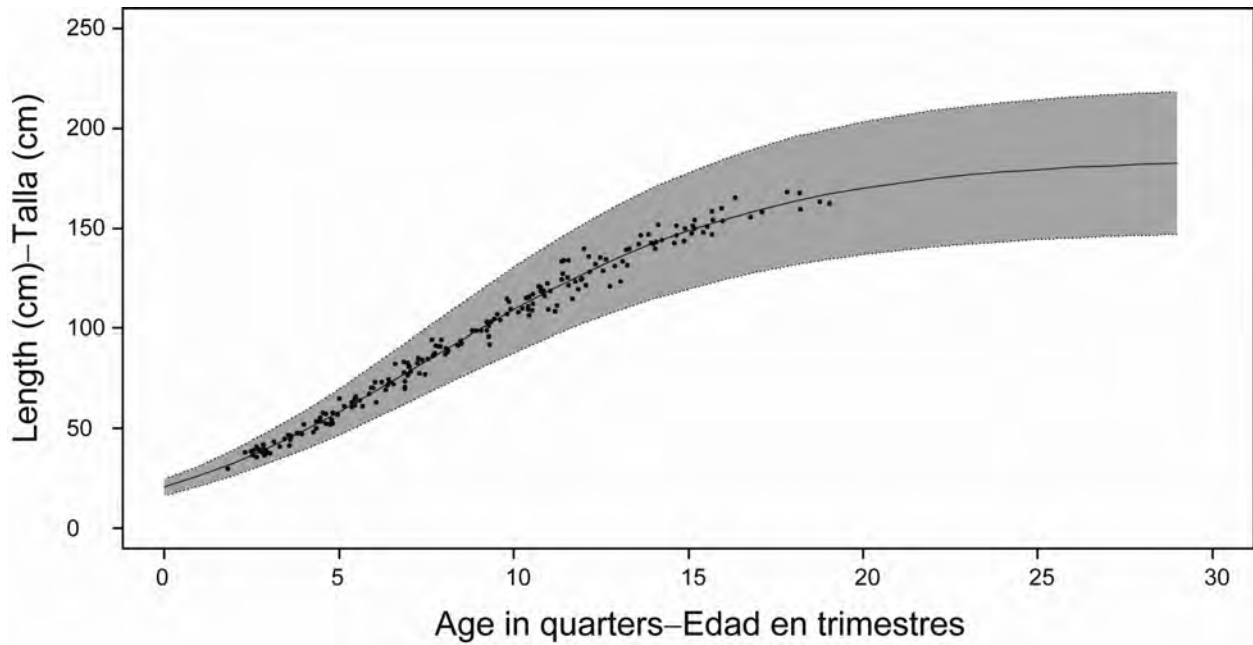


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. The points represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the assumed variation in length at age (± 2 standard deviations).

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento estimada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). Los puntos conectados representan la distribución previa (*prior*) de la talla media por edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla por edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación de la talla por edad (± 2 desviaciones estándar).

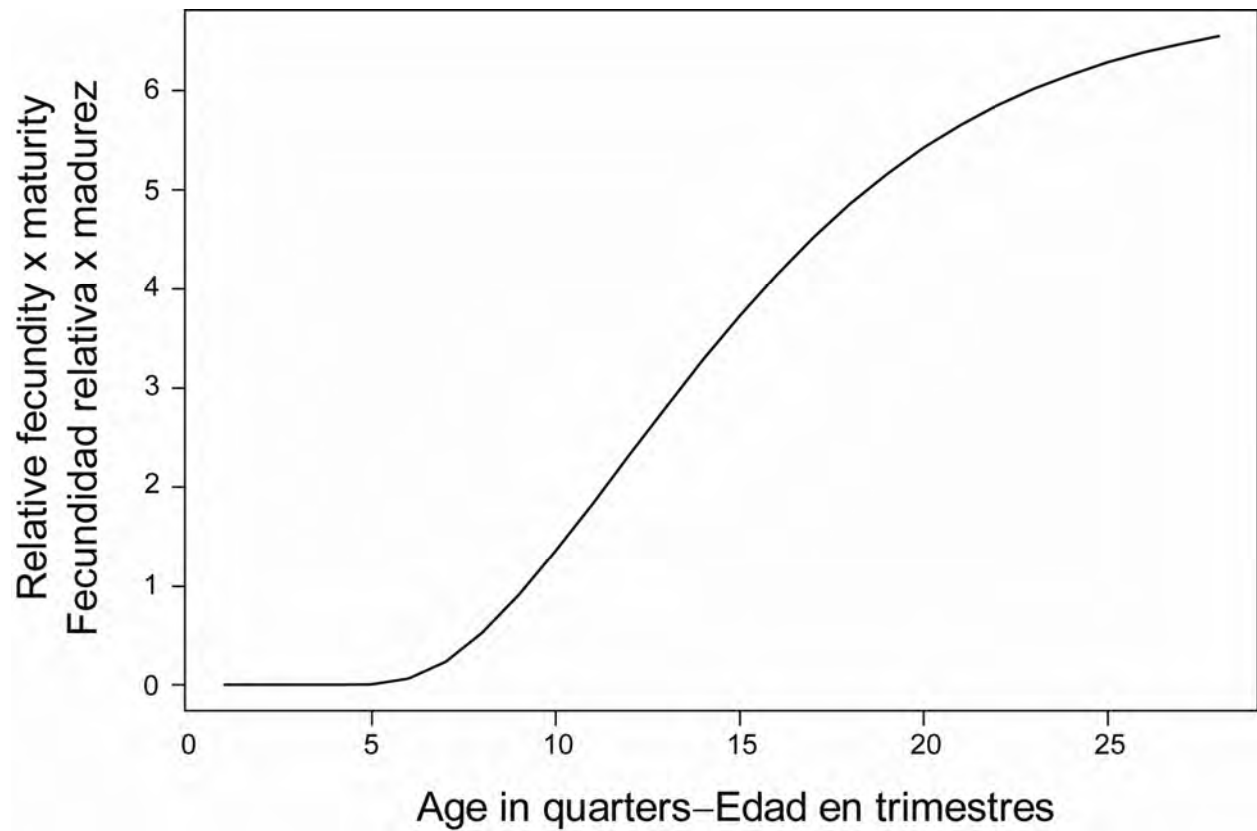


FIGURE 3.2. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Curva de fecundidad relativa por edad (de Schaefer 1998) usada para estimar el índice de la biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO.

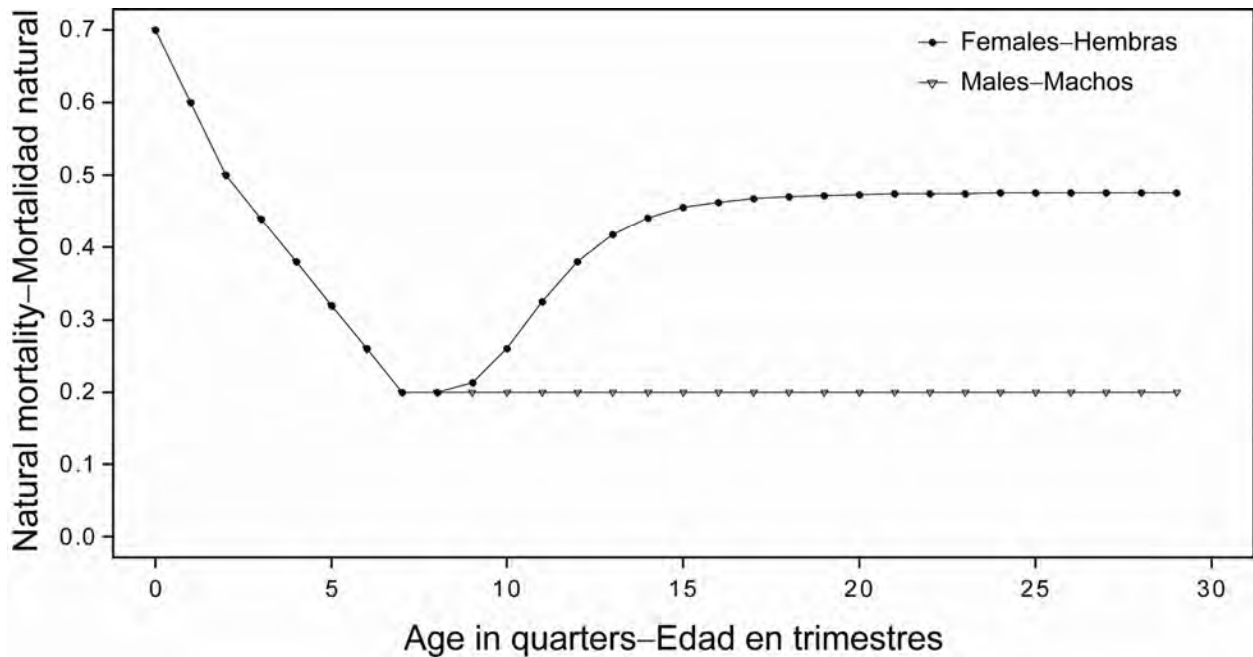


FIGURE 3.3. Rates of quarterly natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.3. Tasas de mortalidad natural (M), por intervalo trimestral, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

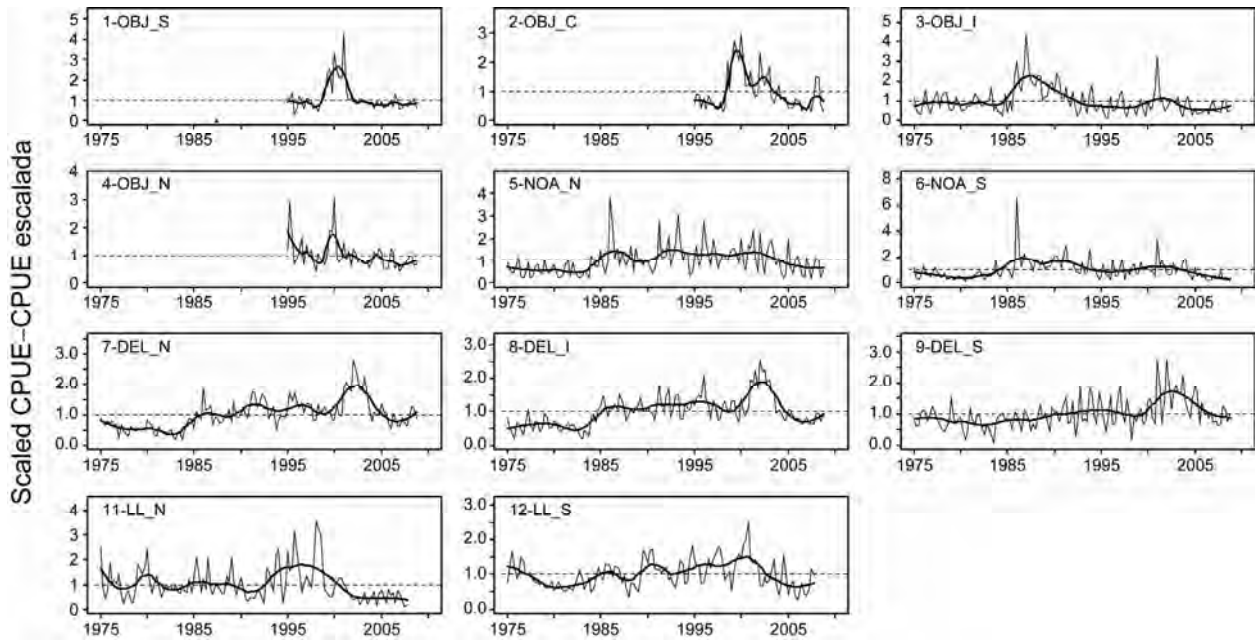


FIGURE 4.1. Quarterly CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-9 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are standardized units based on numbers of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different. The thick line is a smoother to illustrate the general CPUE trend.

FIGURA 4.1. CPUE trimestrales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1 a 9 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en unidades estandarizadas basadas en el número de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. La línea gruesa representa un suavizador para ilustrar la tendencia general de la CPUE.

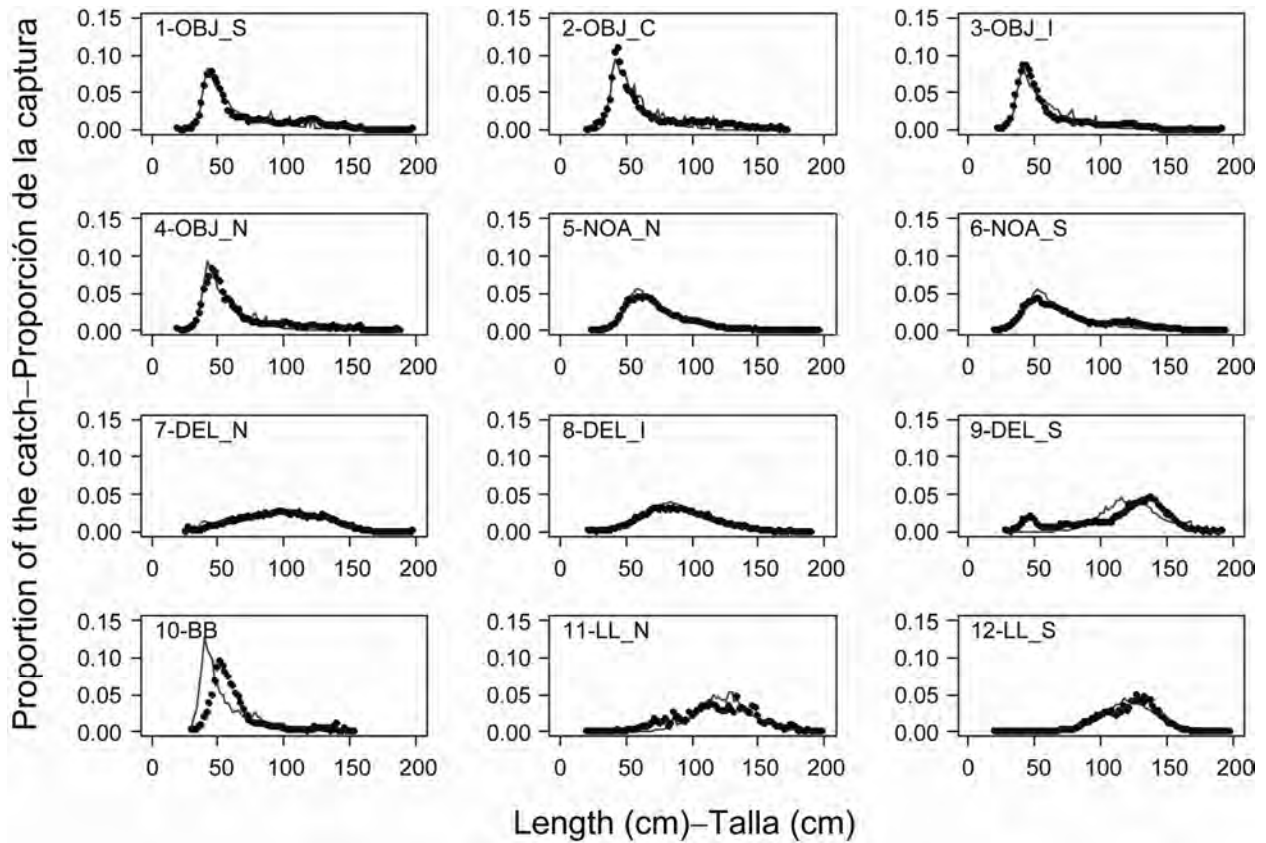


FIGURE 4.2a. Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.2a. Composición por tamaño media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO.

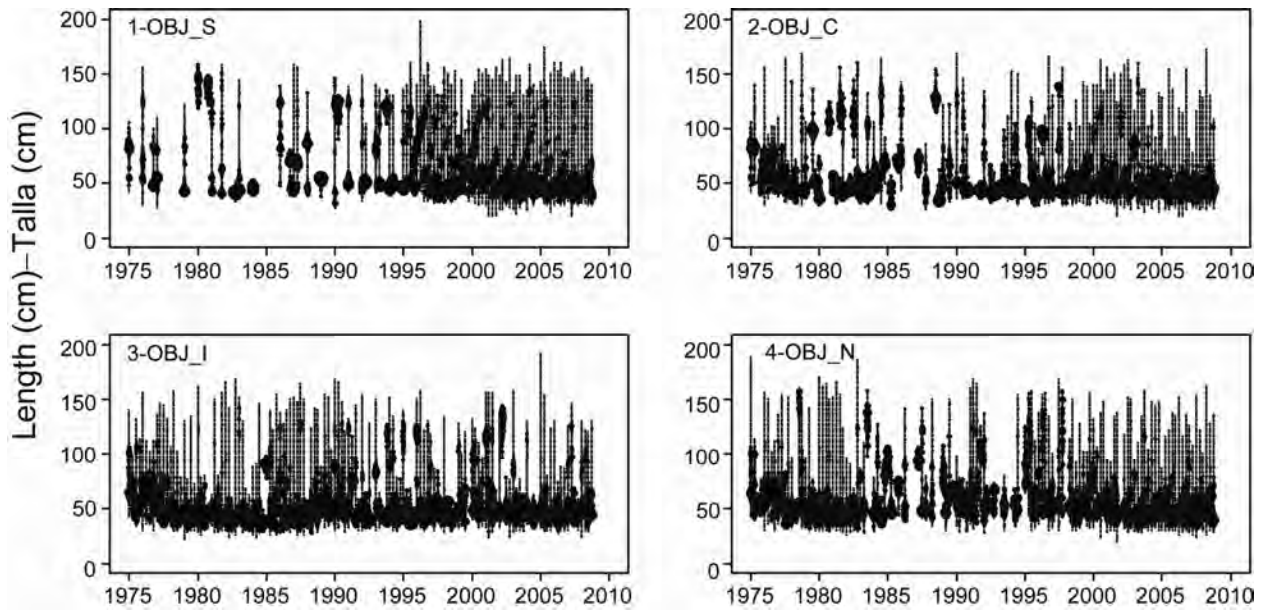


FIGURE 4.2b. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the floating-object fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 4.2b. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías sobre objetos flotantes, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

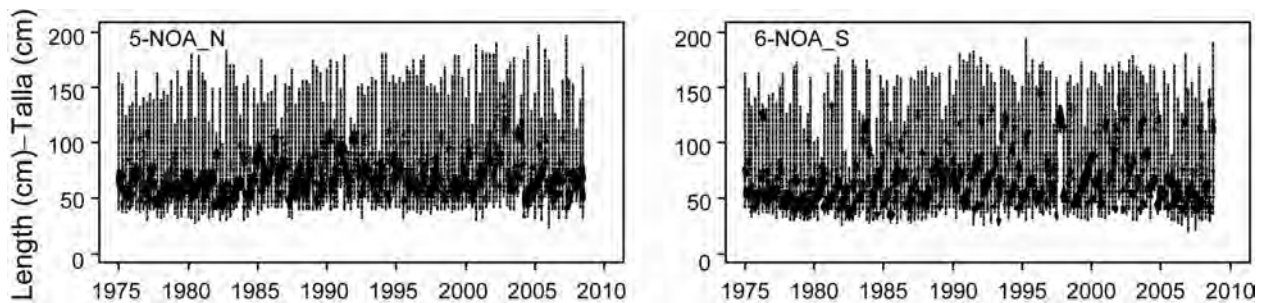


FIGURE 4.2c. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the unassociated fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 4.2c. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías no asociadas, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

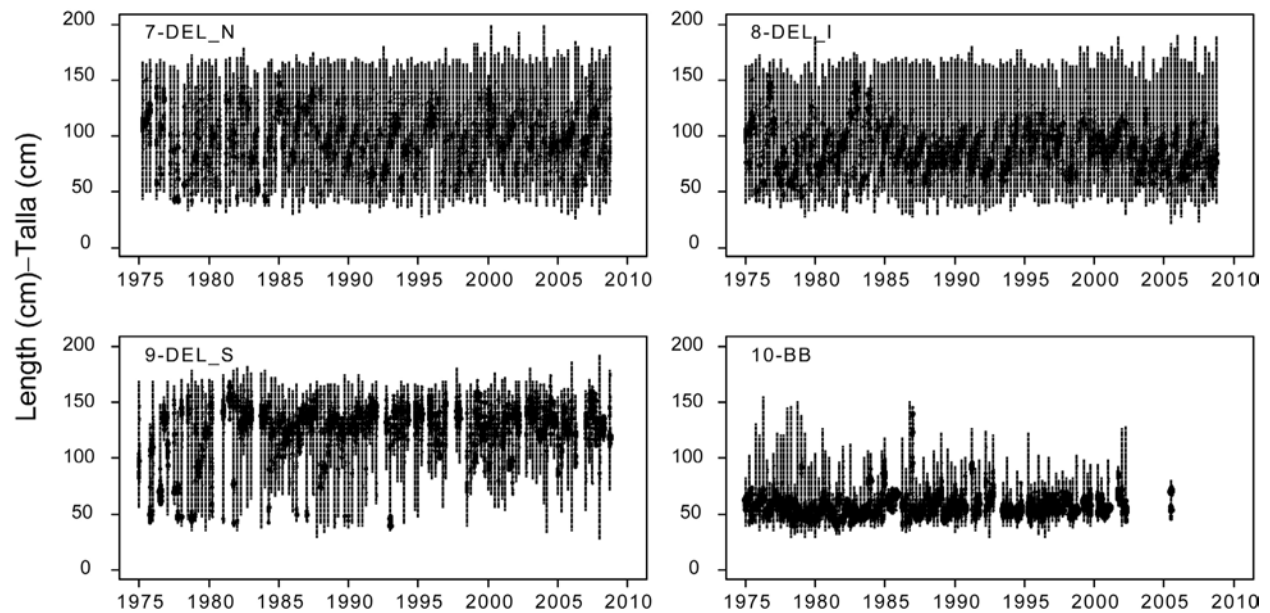


FIGURE 4.2d. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the dolphin associated purse seine fisheries and the pole-and-line fishery, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 4.2d. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías asociadas con delfines y cañeras, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

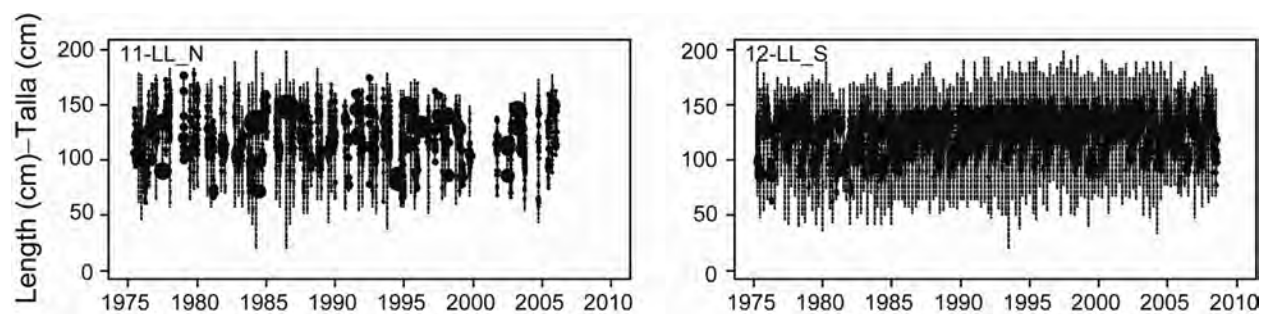


FIGURE 4.2e. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the longline fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 4.2e. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías de palangre, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

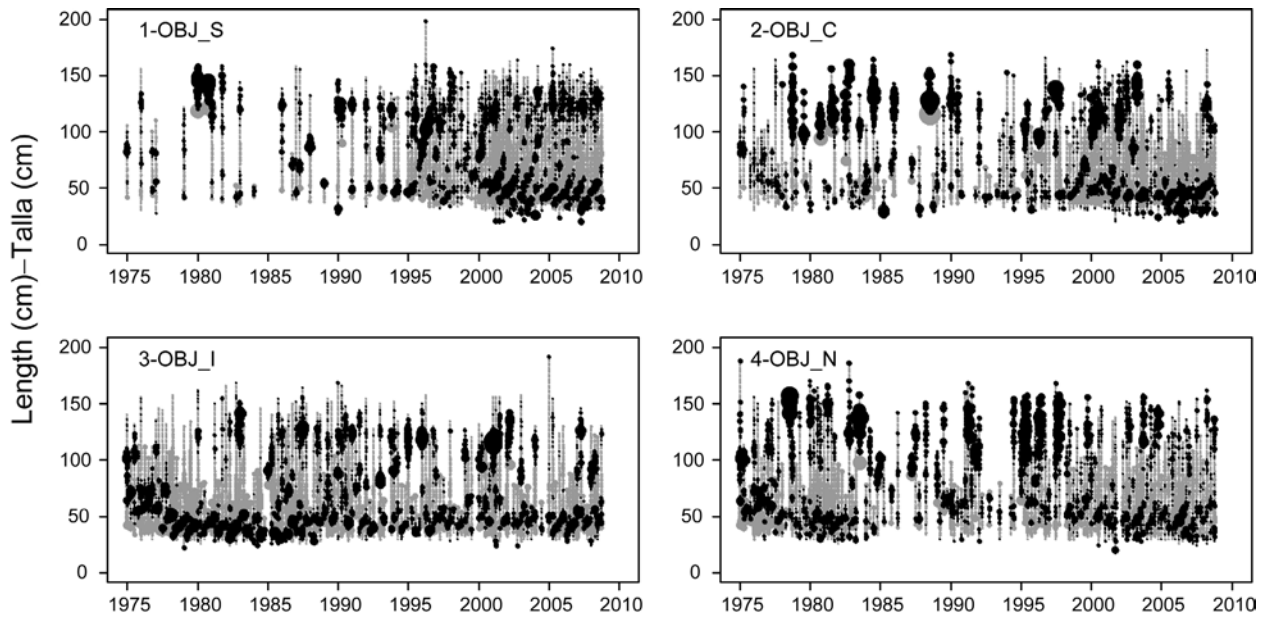


FIGURE 4.2f. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the floating-object fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.2f. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

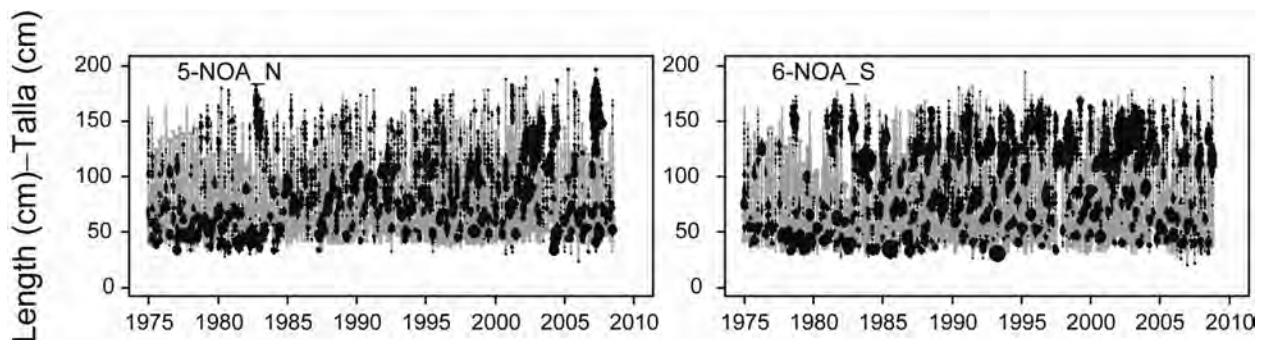


FIGURE 4.2g. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the unassociated fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.2g. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías no asociadas. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

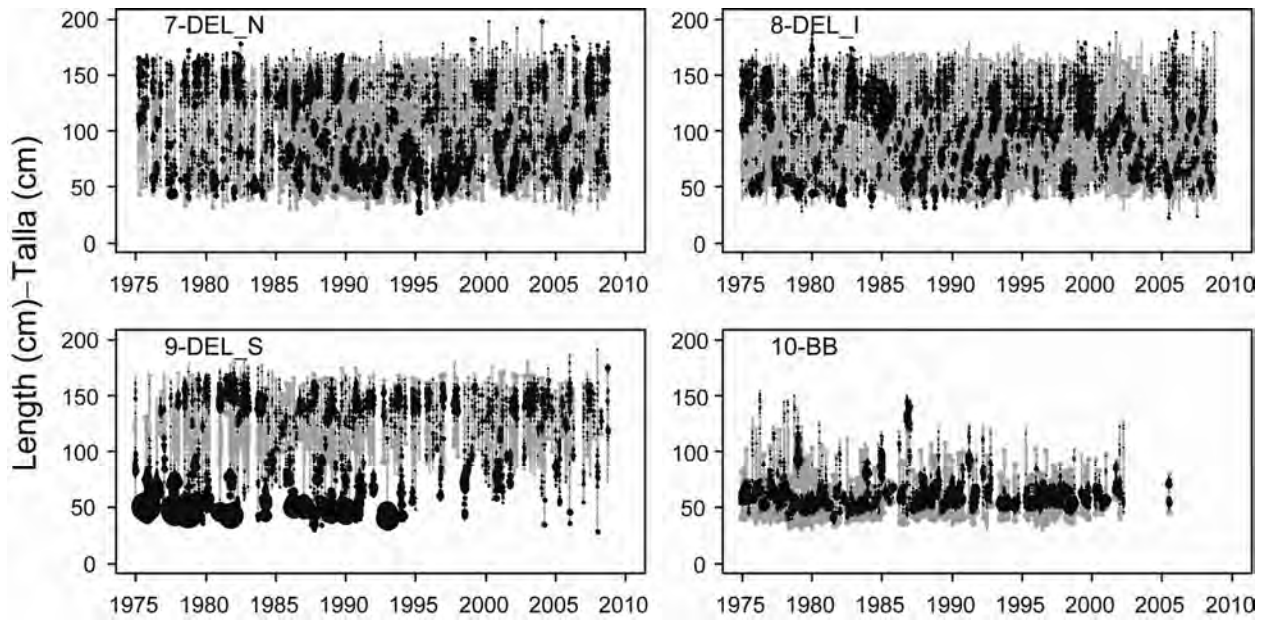


FIGURE 4.2h. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the dolphin associated purse seine fisheries and the pole-and-line fishery. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.2h. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería de caña. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

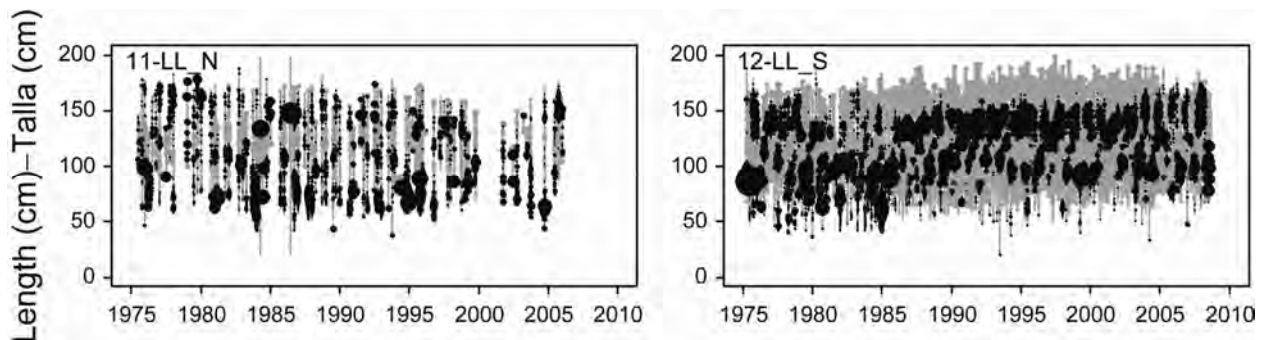


FIGURE 4.2i. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the longline fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.2i. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

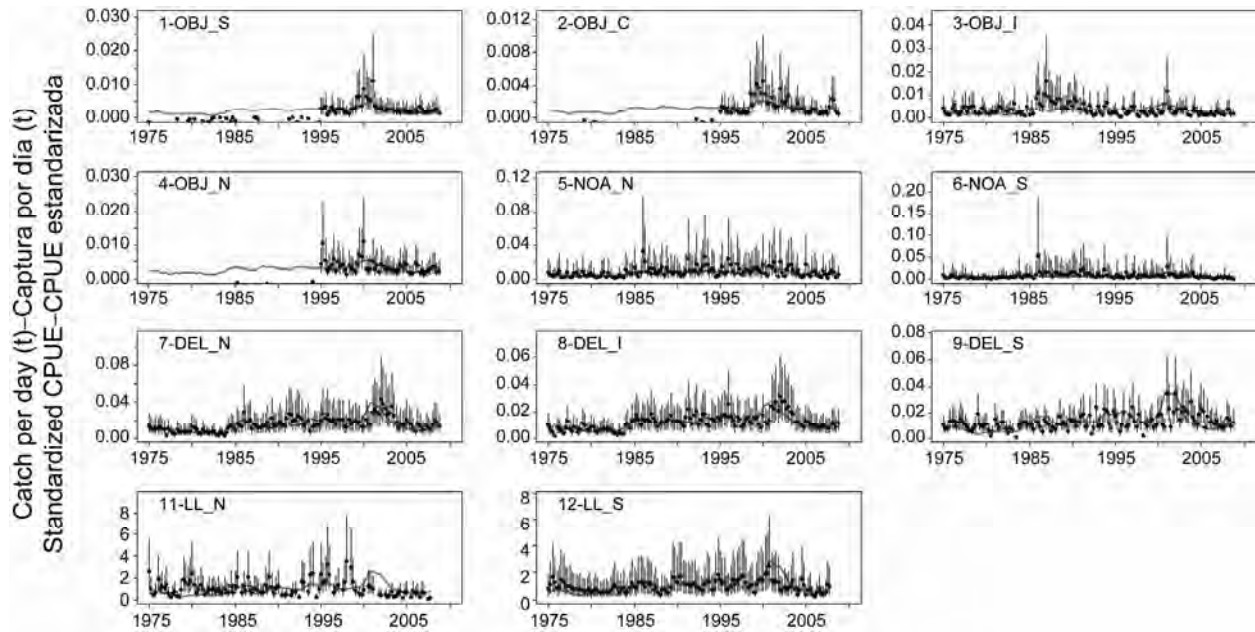


FIGURE 4.2j. Fits to the CPUE based indices of abundance. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.2j. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

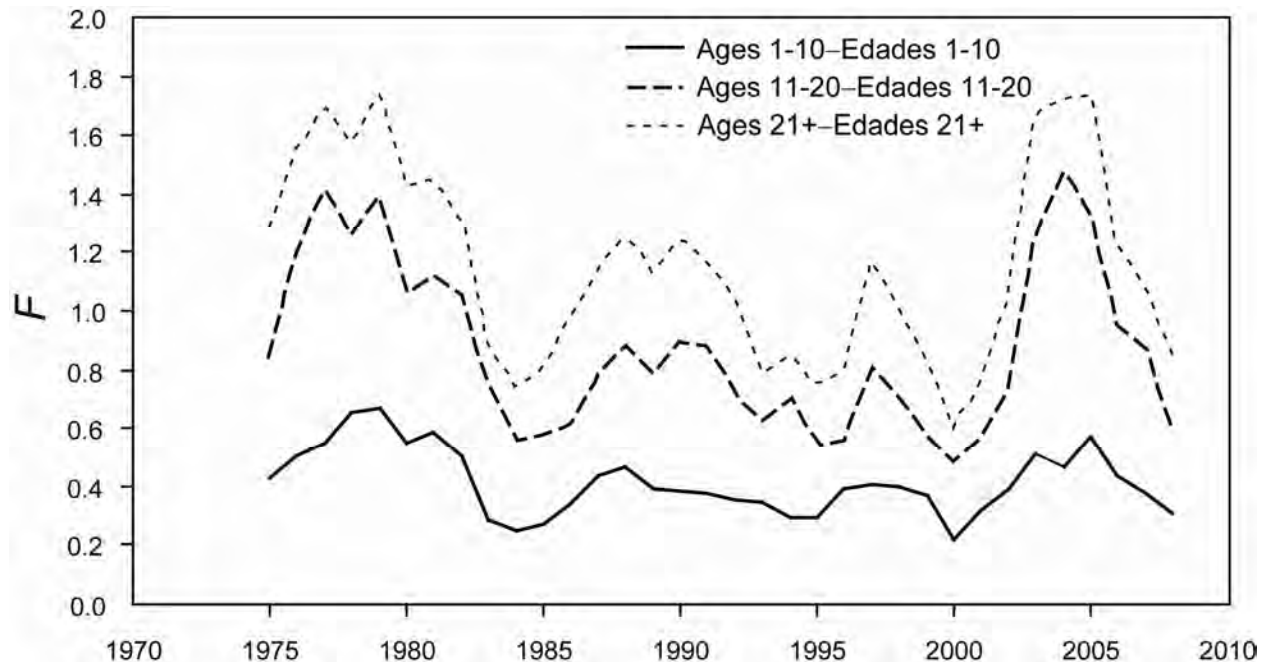


FIGURE 4.3a. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 4.3a. Mortalidad por pesca (F) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.

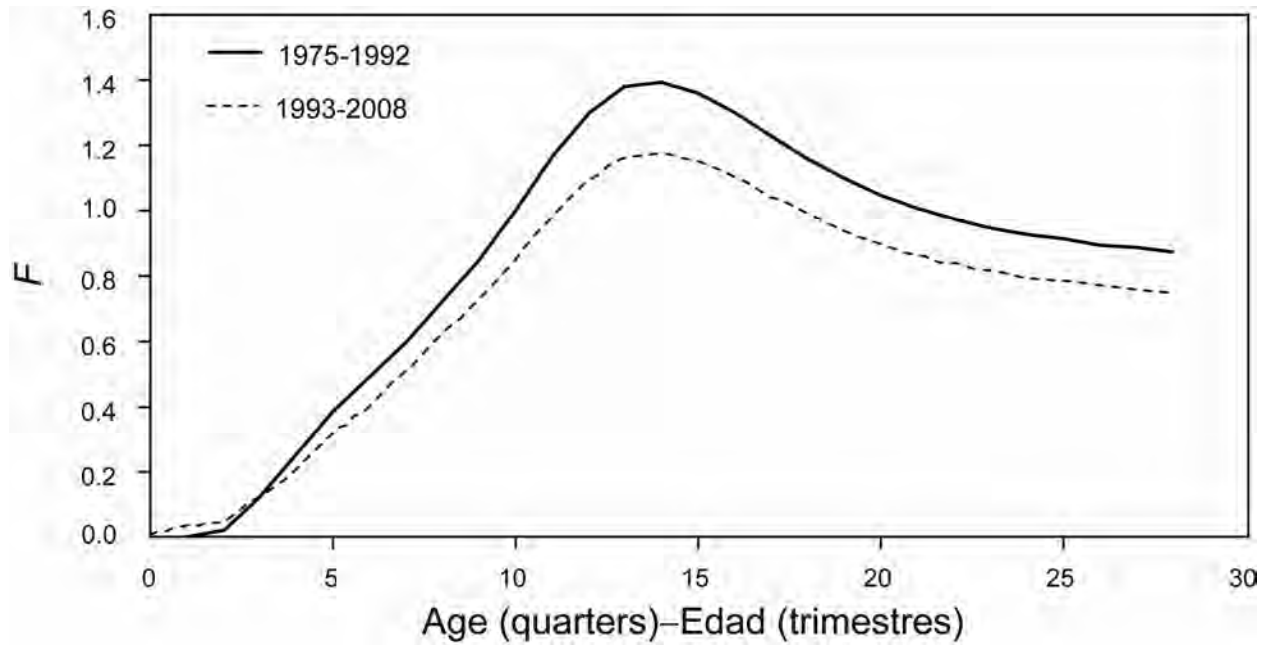


FIGURE 4.3b. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for two periods, before and after the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para dos períodos, antes y después del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.

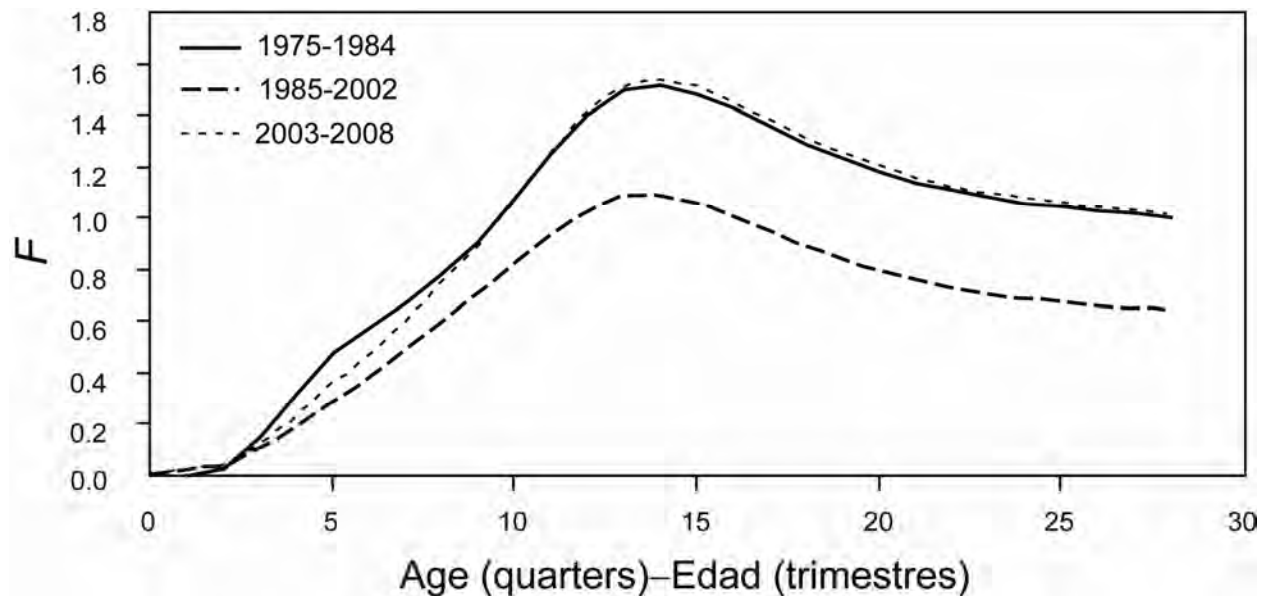


FIGURE 4.3c. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for three periods corresponding to possible productivity regimes.

FIGURA 4.3c. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para tres períodos correspondientes a posibles regímenes de productividad.

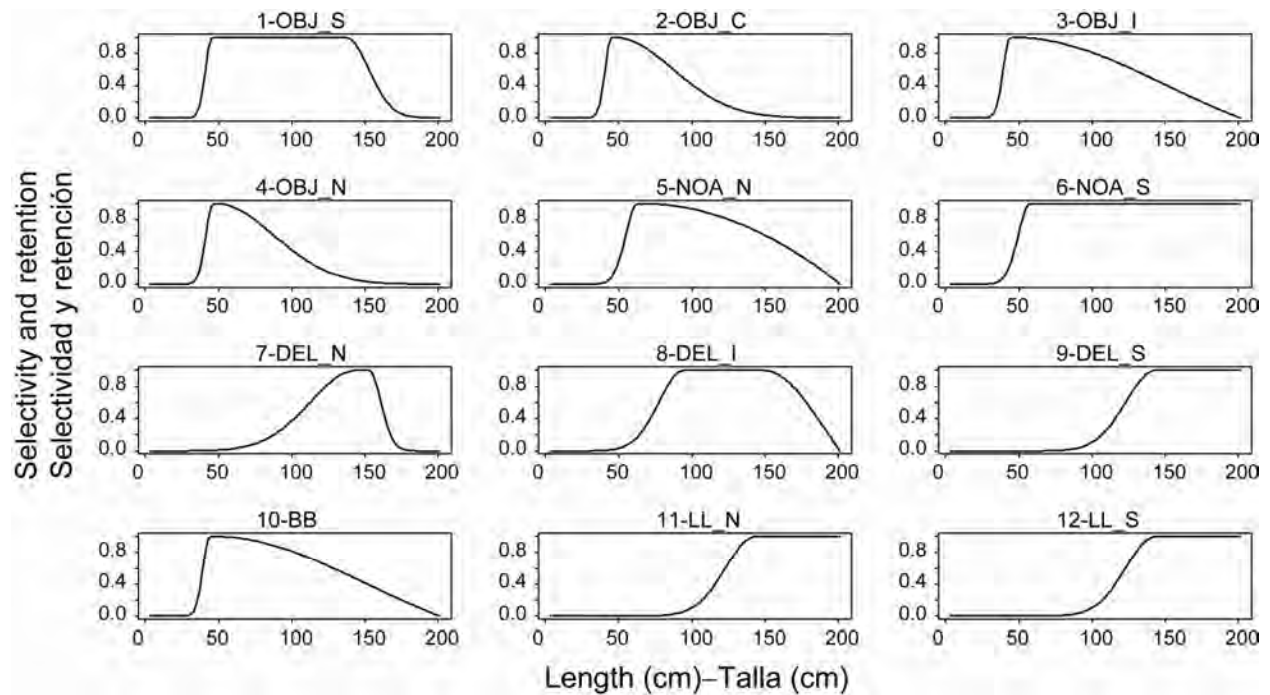


FIGURE 4.4. Selectivity curves for 12 of the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16) are fixed at assumed values.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se fijan las curvas de selectividad de las pesquerías de descartes (Pesquerías 13-16) en valores supuestos.

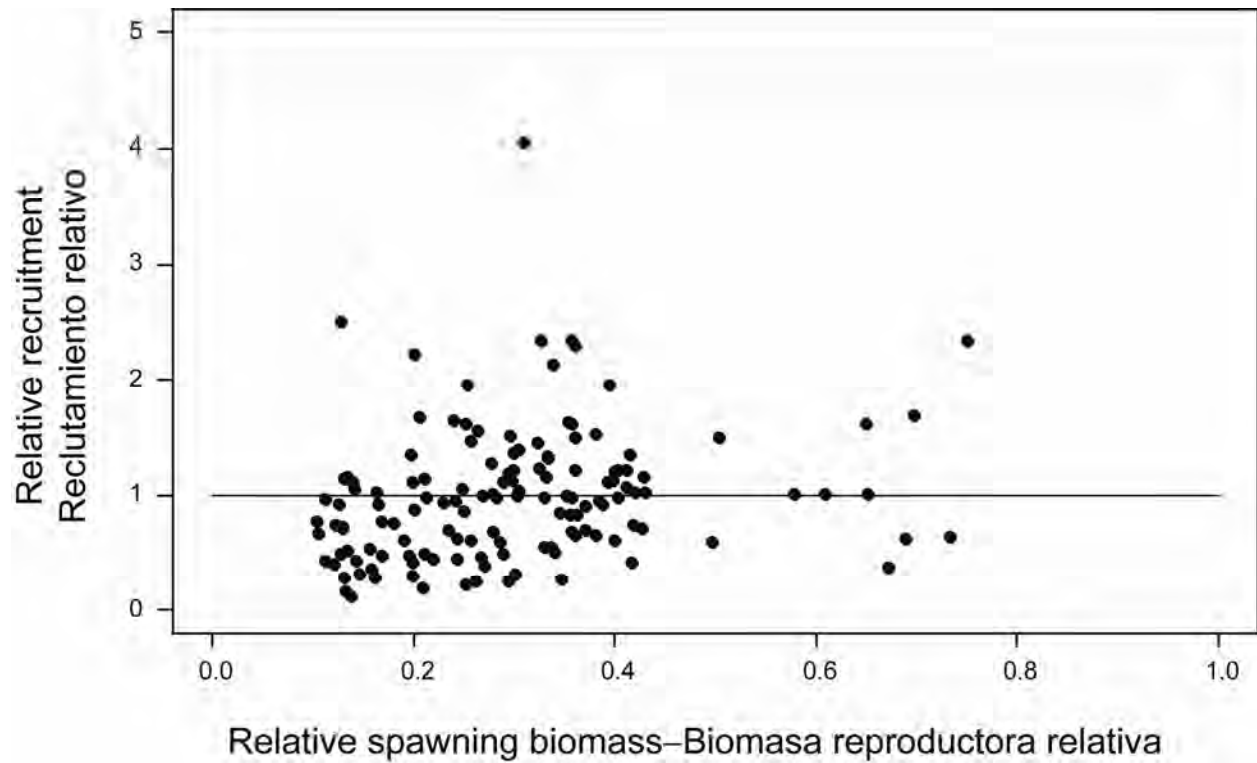


FIGURE 4.6. Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún aleta amarilla. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.

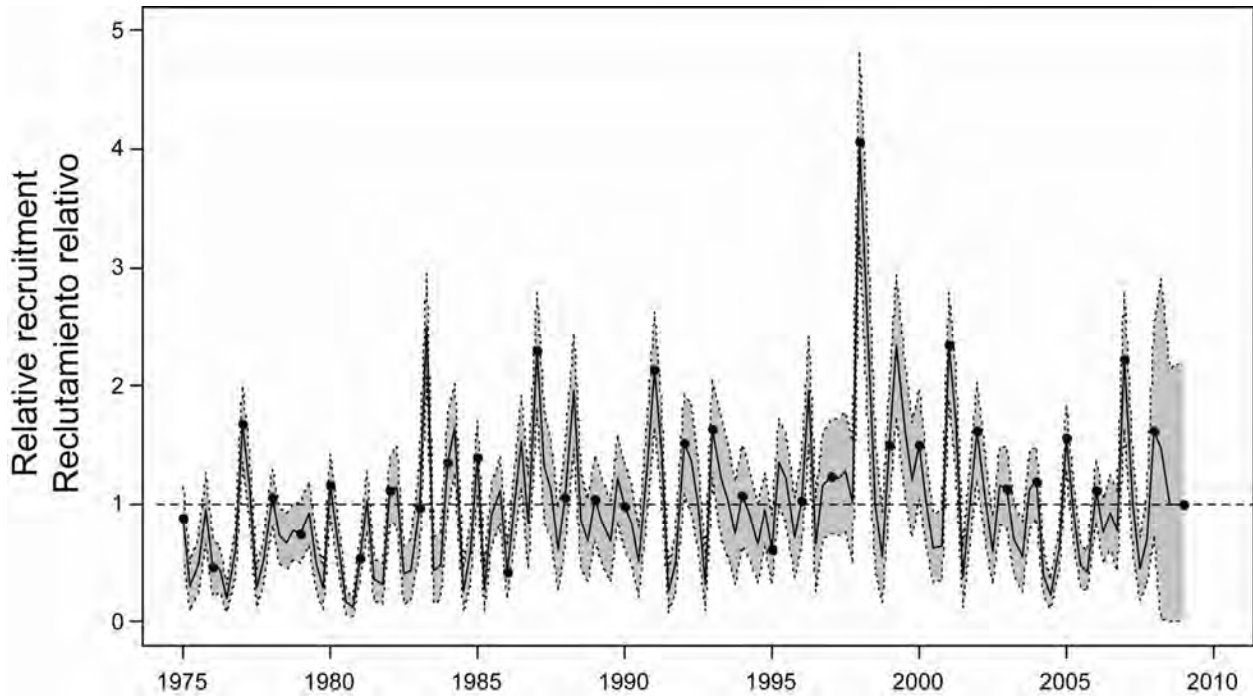


FIGURE 4.7a. Estimated quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7a. Reclutamiento trimestral estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

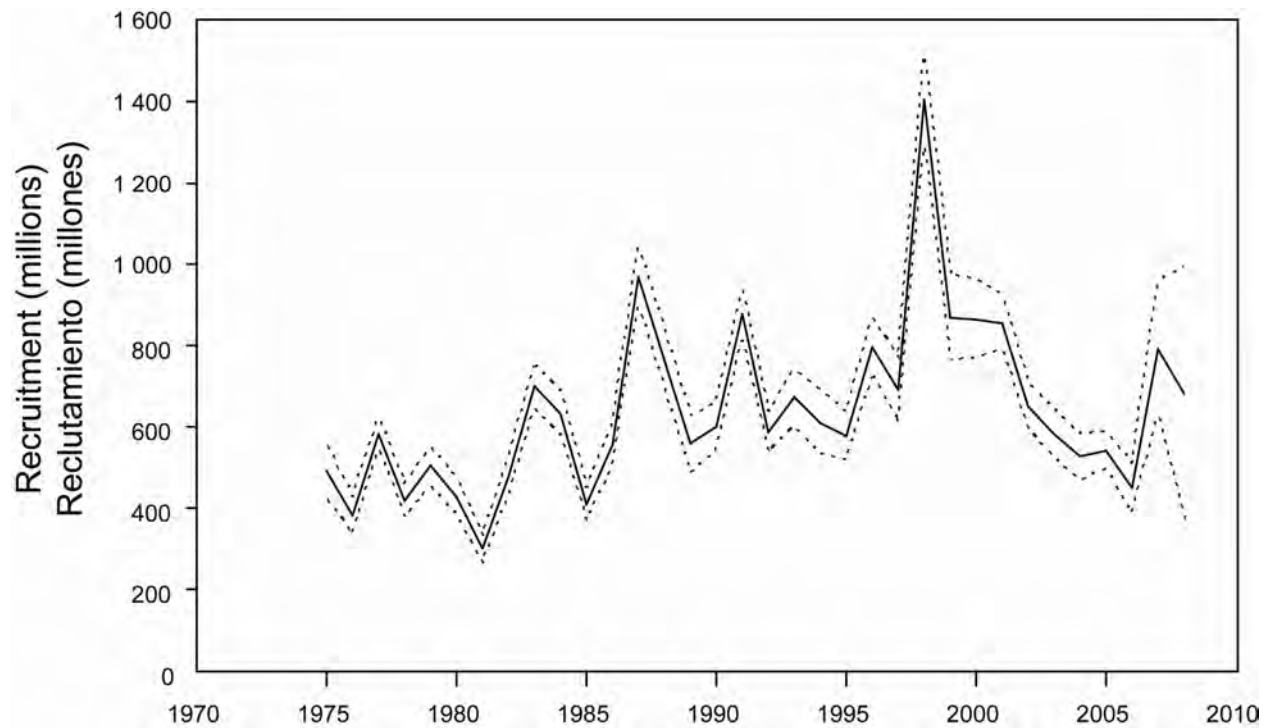


FIGURE 4.7b. Estimated annual recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the dashed lines indicate the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 4.7b. Reclutamiento anual estimado a edad cero del atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y las líneas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y las líneas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones.

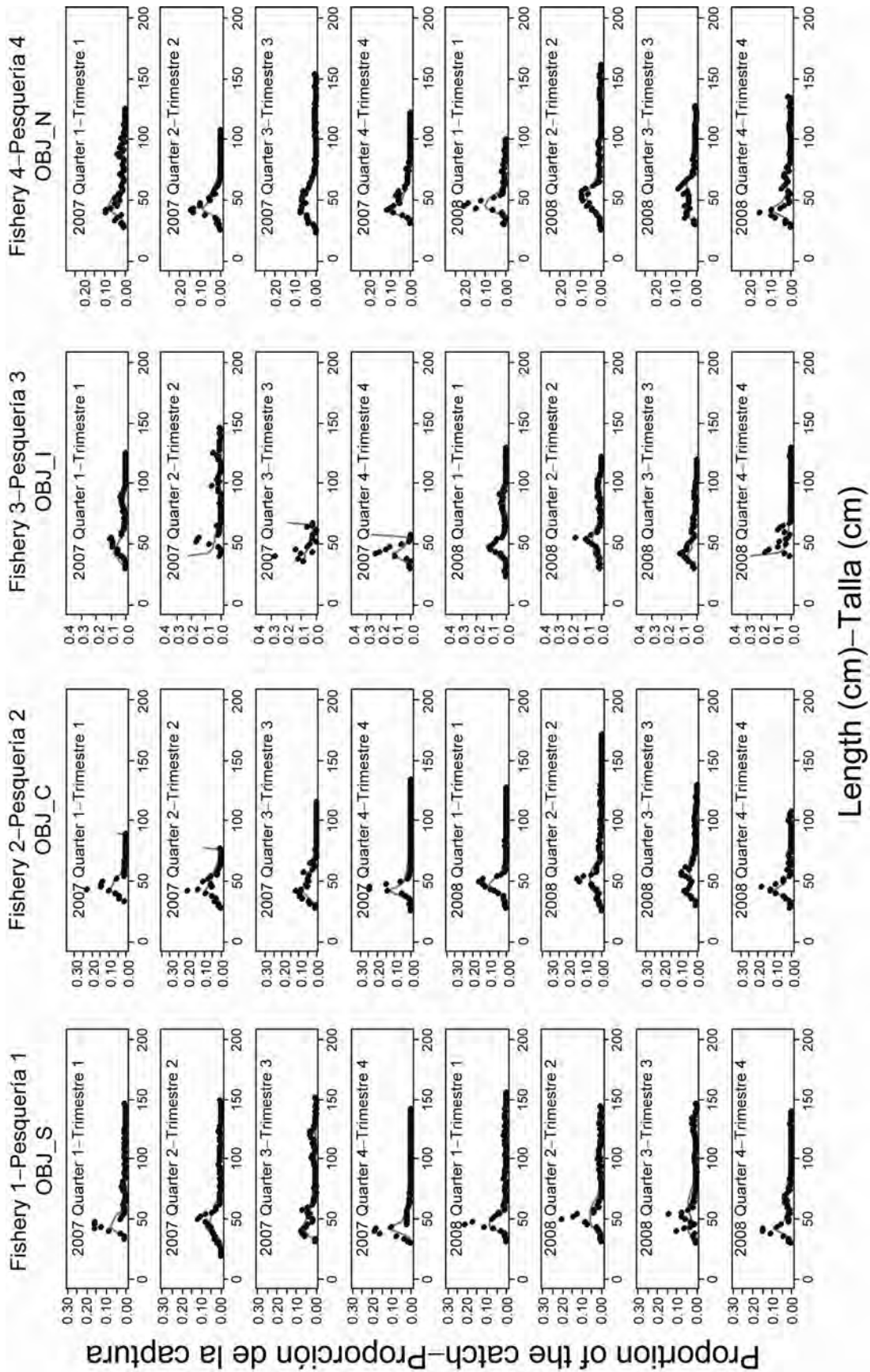


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

FIGURA 4.8a. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).

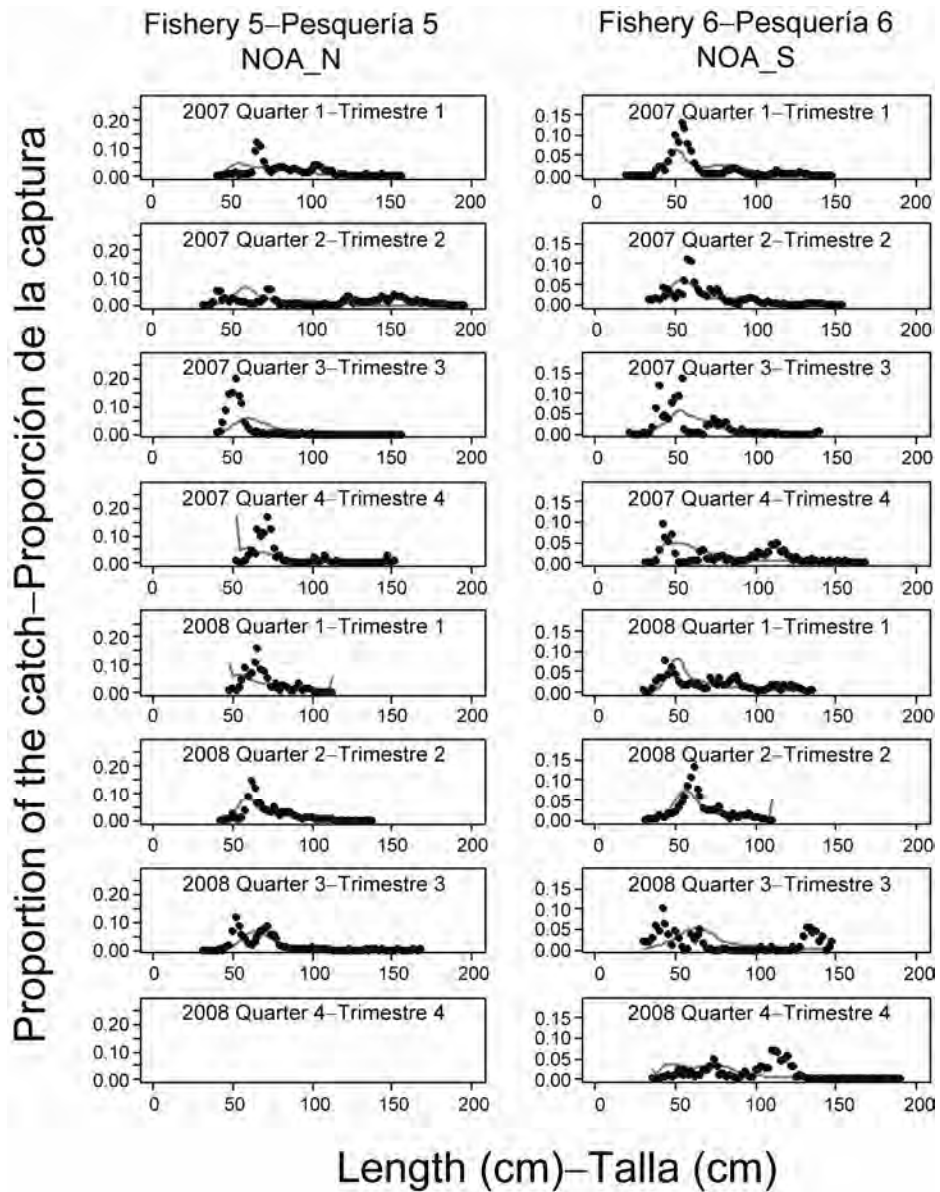


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).
FIGURA 4.8b. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6).

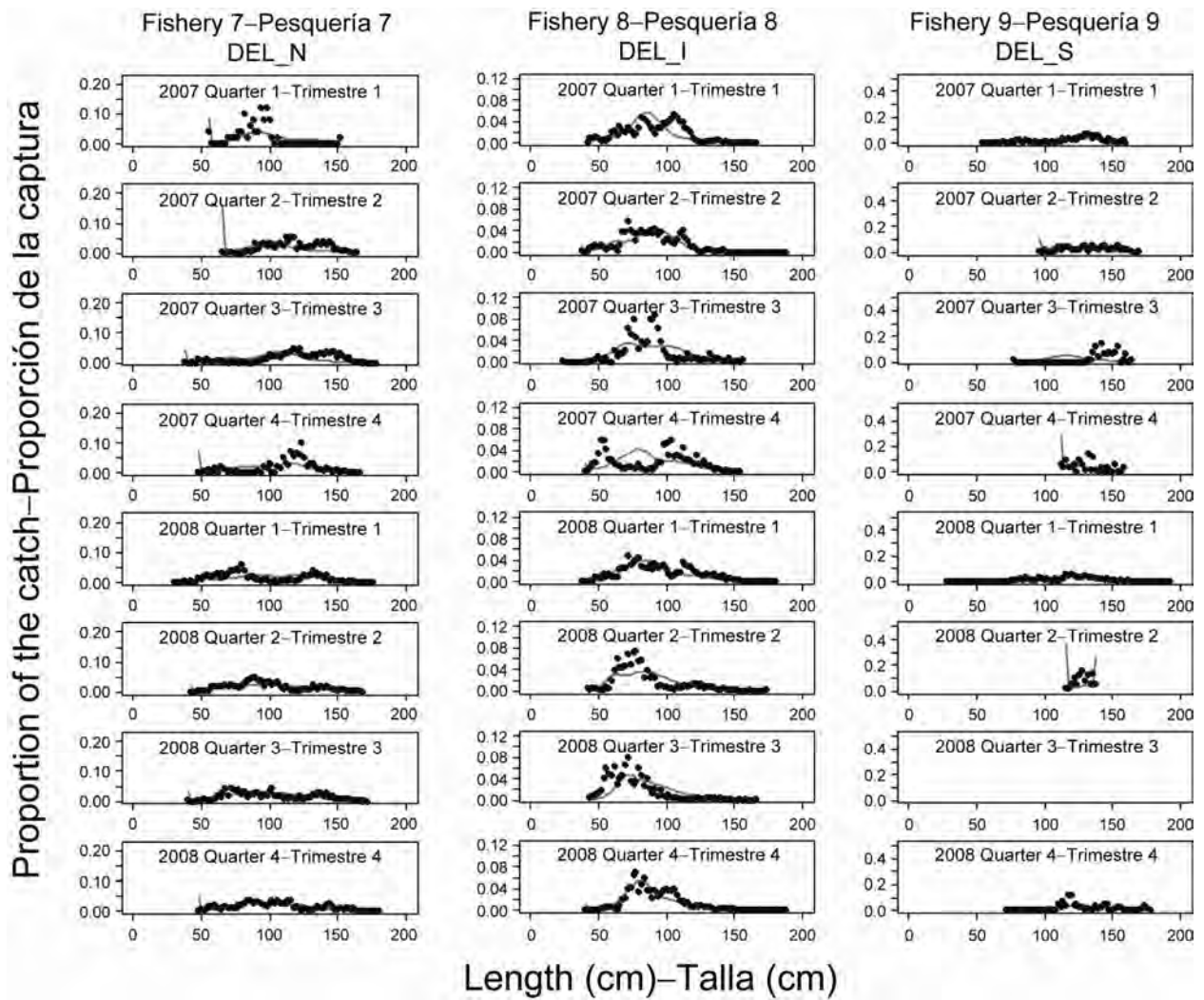


FIGURE 4.8c. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

FIGURA 4.8c. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).

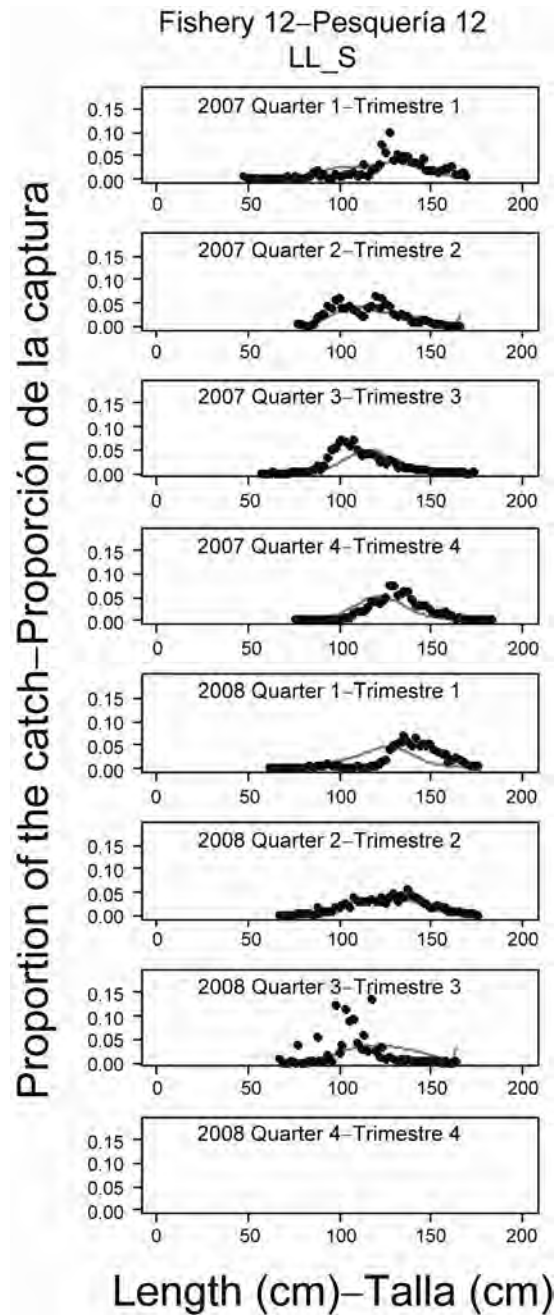


FIGURE 4.8d. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the southern longline fishery (Fishery 12). There are no recent size composition data for the northern longline fishery.

FIGURA 4.8d. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por la pesquería de palangre del sur (Pesquería 12). No se cuenta con datos recientes de composición por talla de la pesquería de palangre del norte.



FIGURE 4.9a. Estimated biomass of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO. The line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9a. Biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO. La línea ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

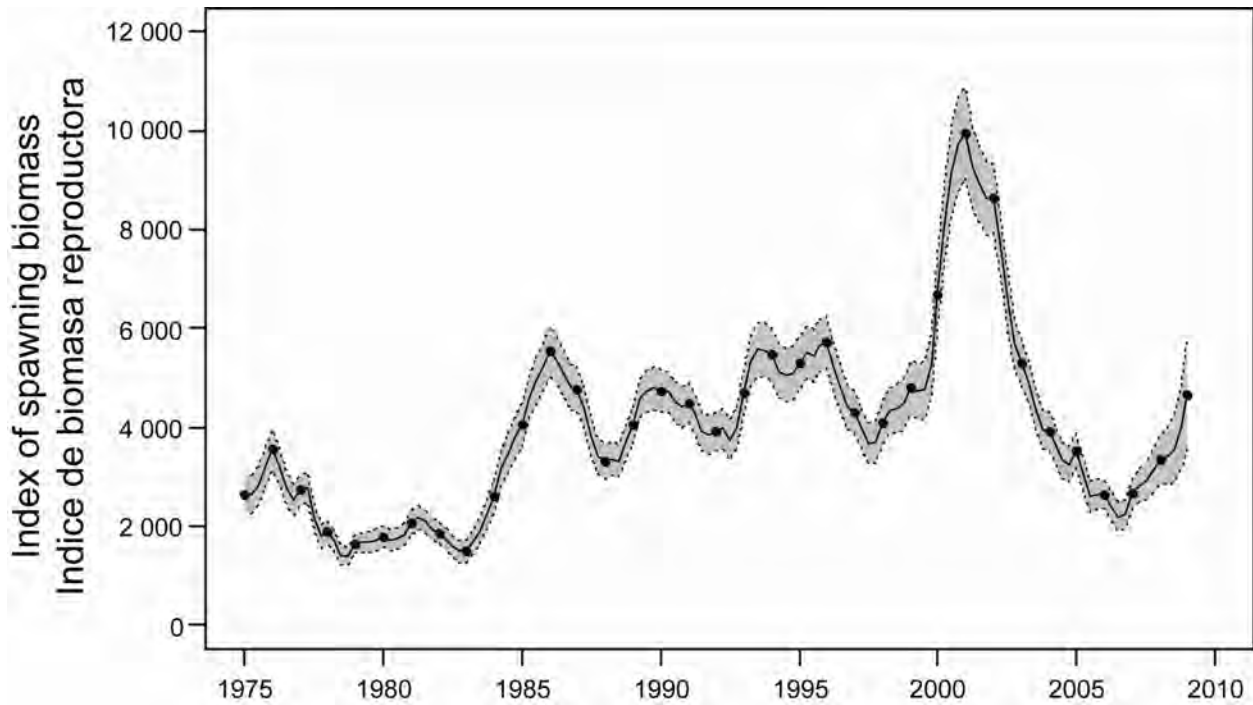


FIGURE 4.9b. Estimated index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9b. Índice estimado de la biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

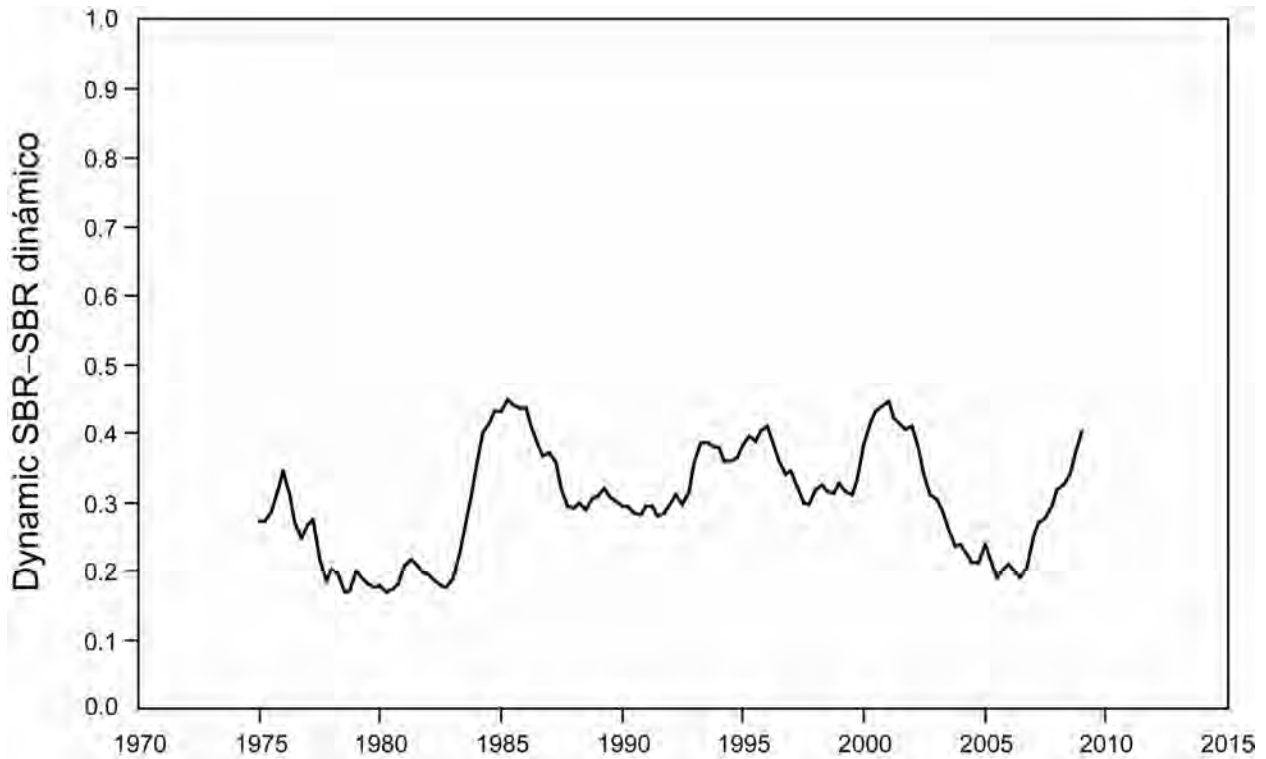


FIGURE 4.10a. Spawning biomass as a ratio of the trajectory of spawning biomass simulated from a population of yellowfin tuna that was never exploited. Dynamic SBR is the spawning biomass as a ratio of the unfished spawning biomass calculated by modeling the population over time in the absence of fishing.

FIGURA 4.10a. Biomasa reproductora como cociente de la trayectoria de la biomasa reproductora simulada de una población de atún aleta amarilla que nunca fue explotada. El SBR dinámico es la biomasa reproductora como cociente de la biomasa reproductora no explotada calculada mediante el modelado de la población con el tiempo en la ausencia de pesca.

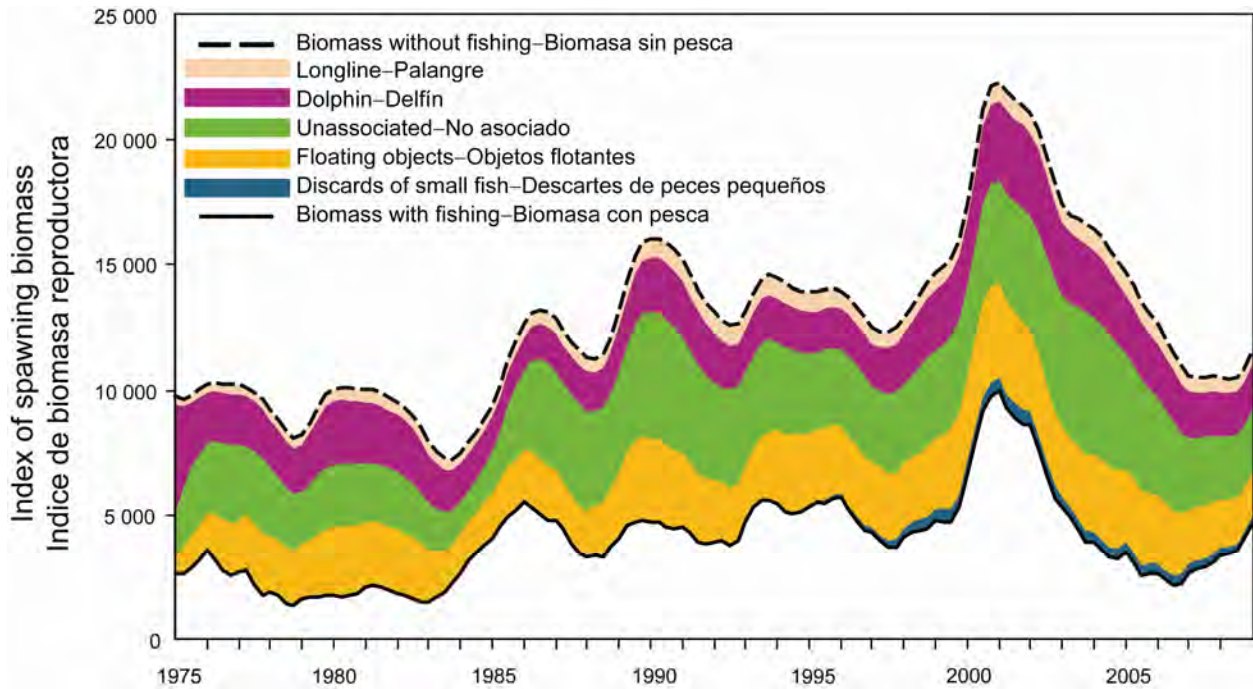


FIGURE 4.10b. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4.10b. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por el modelo de evaluación de la población (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca.

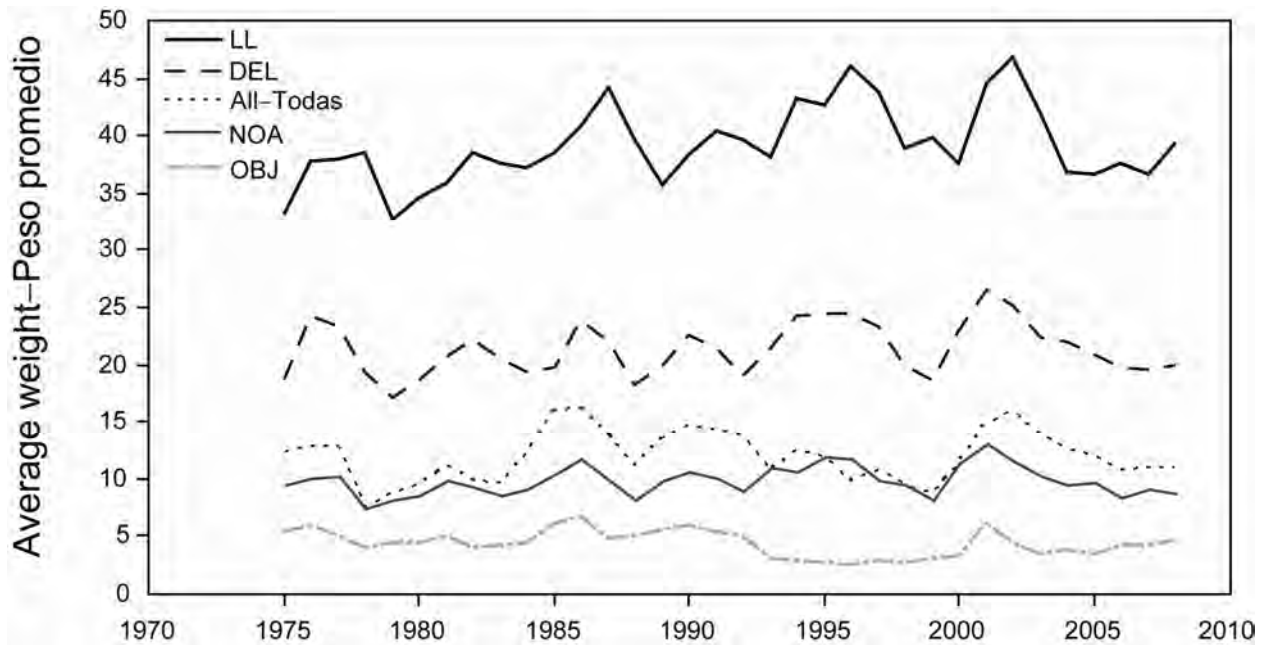


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO (OBJ = purse-seine sets on floating objects; NOA = purse-seine sets on unassociated schools; DEL = purse-seine sets on schools associated with dolphins; LL = longline; All = all fisheries combined).

FIGURA 4.11. Peso promedio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. (OBJ = lances cerqueros sobre objetos flotantes; NOA = lances cerqueros sobre atunes no asociados; DEL = lances cerqueros sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre; Todas = todas las pesquerías combinadas).

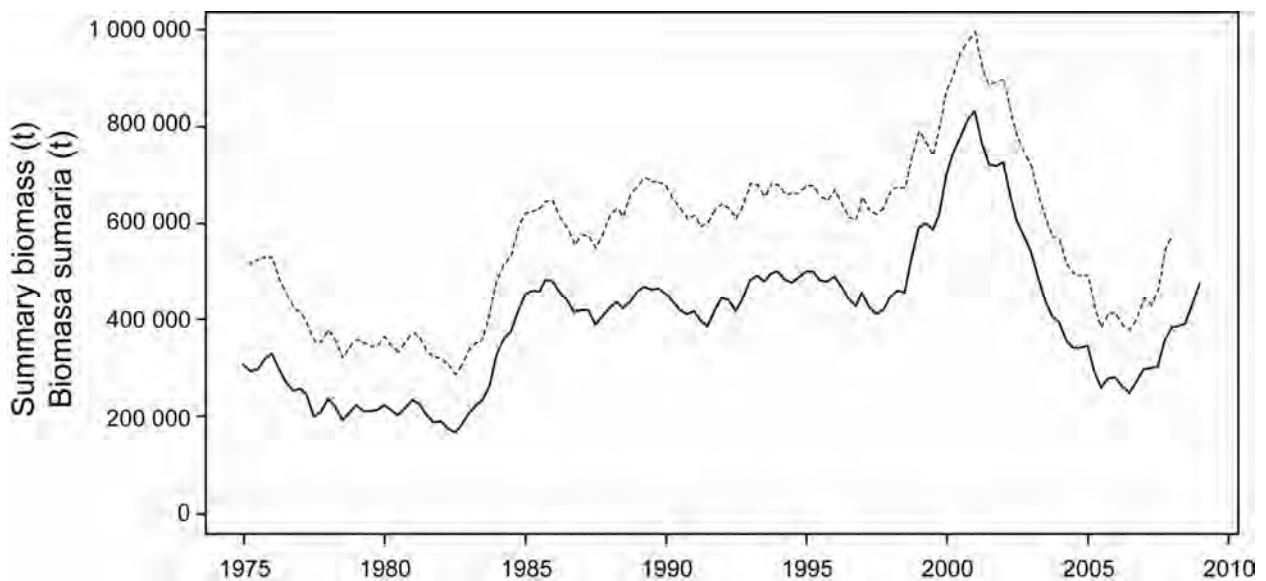


FIGURE 4.12a. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and the current assessment (solid line).

FIGURA 4.12a. Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual.

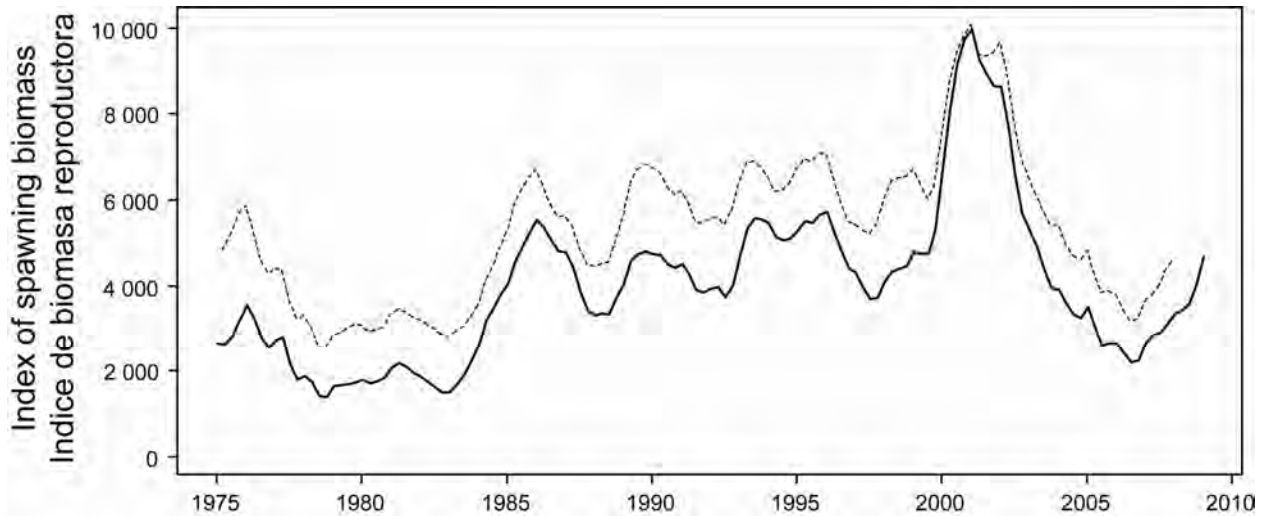


FIGURE 4.12b. Comparison of estimated indices of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and the current assessment (solid line).

FIGURA 4.12b. Comparación de los índices estimados de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y la evaluación actual (línea sólida).

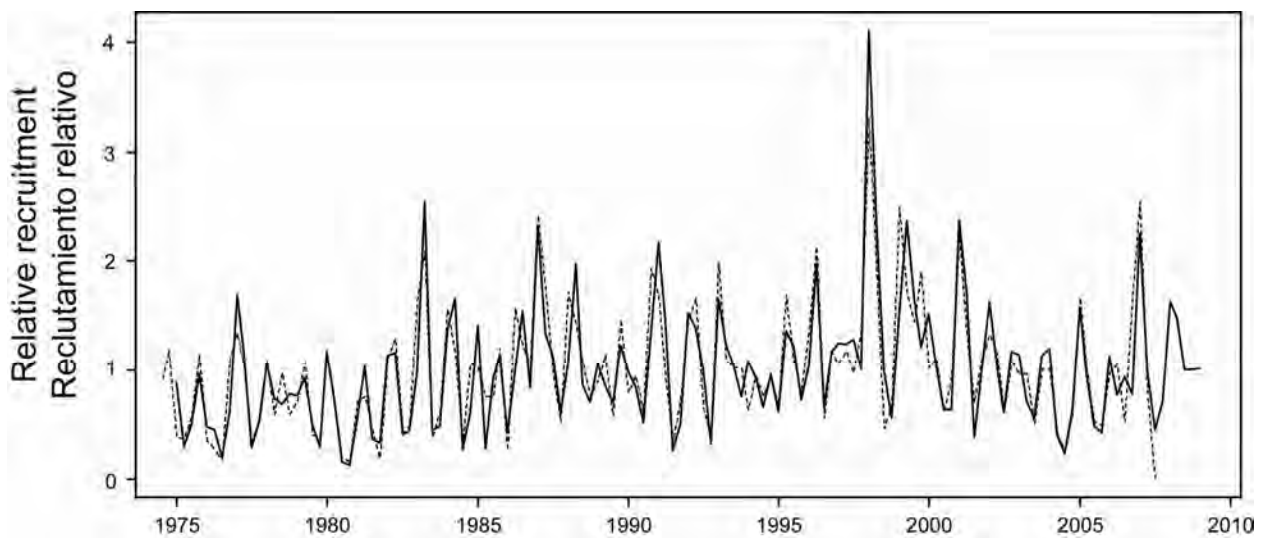


FIGURE 4.12c. Comparison of estimated relative recruitment of yellowfin in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and the current assessment (solid line).

FIGURA 4.12c. Comparación del reclutamiento relativo estimado de aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y la evaluación actual (línea sólida).

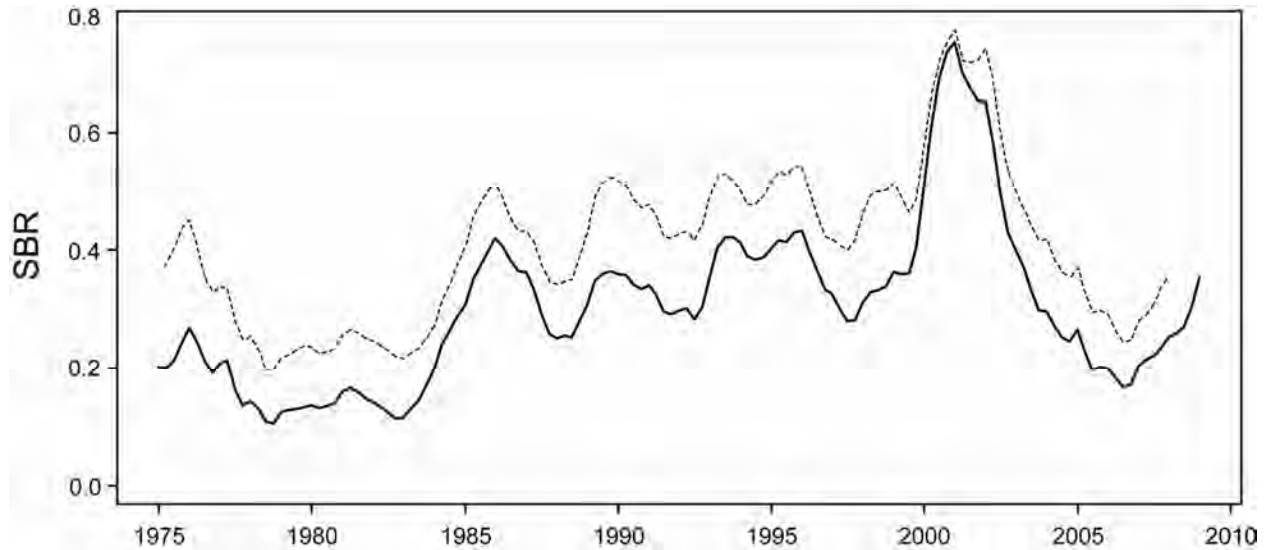


FIGURE 4.12d. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment (solid line) with the most recent previous assessments (dashed line). The horizontal lines identify the SBRs at MSY.

FIGURA 4.12d. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún aleta amarilla de la evaluación actual (línea sólida) y las evaluaciones previas más recientes (línea de trazos). Las líneas horizontales identifican el SBR en RMS.

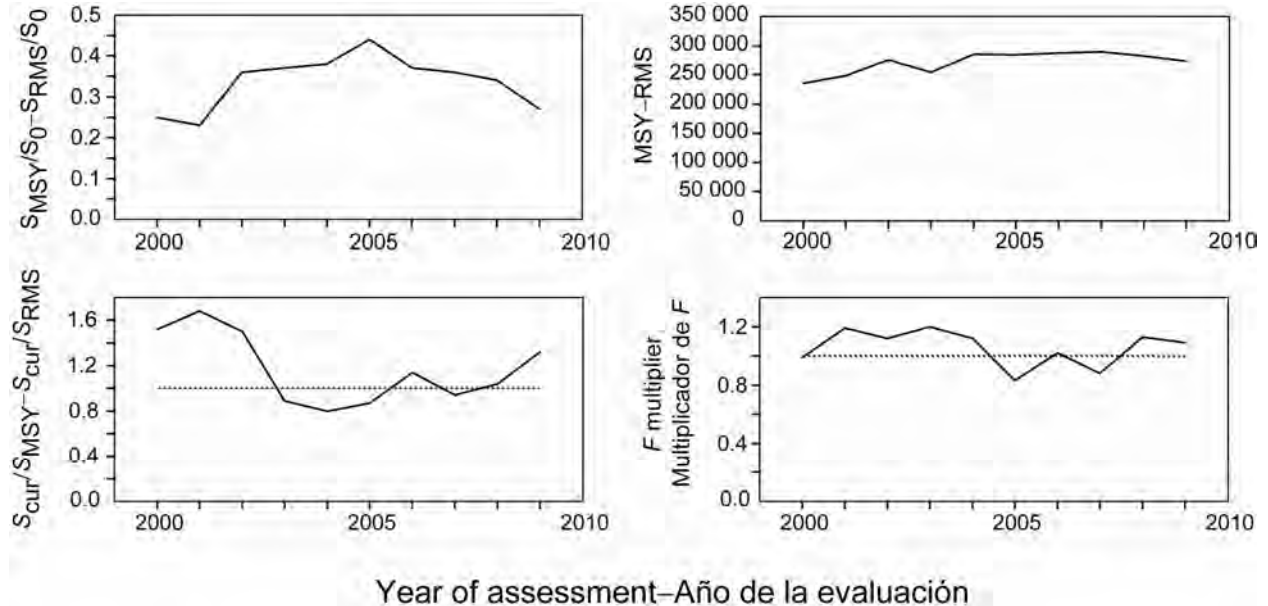


FIGURE 4.13a. Estimates of MSY-related quantities from the current assessment compared to those estimated in previous assessments. (S_{cur} is the index of spawning biomass at the start of 2009). See the text for definitions.

FIGURA 4.13a. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS de la evaluación actual comparadas con aquellas estimadas en evaluaciones previas. (S_{cur} es el índice de la biomasa reproductora al principio de 2009). Ver definiciones en el texto.

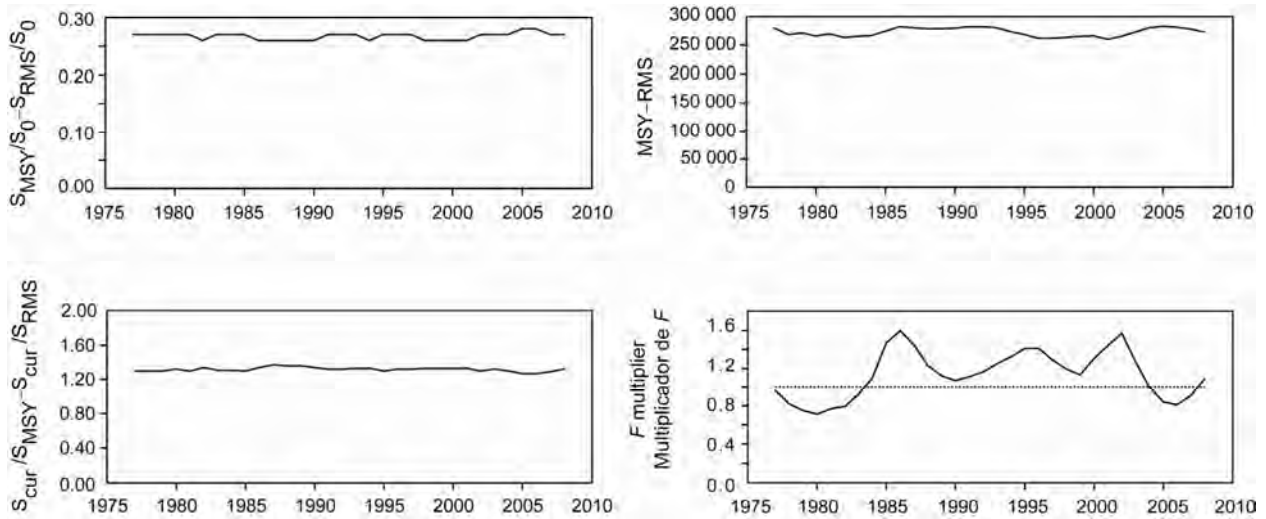


FIGURE 4.13b. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (*i.e.* the values for 2006 are calculated using the average age-specific fishing mortality in 2006 scaled by the quantity F_{scale} , which maximizes the equilibrium yield). (S_{cur} is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment). See the text for definitions.

FIGURA 4.13b. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año (o sea, se calculan los valores de 2006 usando la mortalidad por pesca media por edad escalada por la cantidad F_{scale} , que maximiza el rendimiento de equilibrio). (S_{curr} es el índice de la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación). Ver definiciones en el texto.



FIGURE 4.14a. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the current assessment compared to retrospective analyses that remove recent data.

FIGURA 4.14a. Comparación de las biomazas estimadas de atunes aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación actual y los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

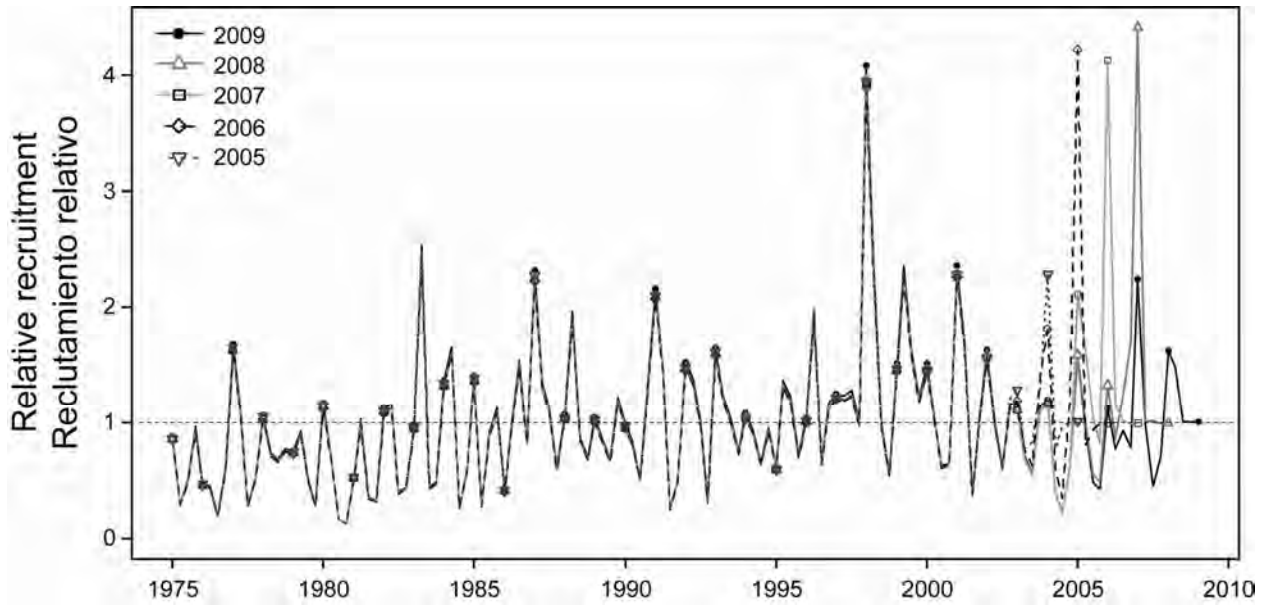


FIGURE 4.14b. Comparison of estimated recruitment of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment compared to retrospective analyses that remove recent data

FIGURA 4.14b. Comparación del reclutamiento estimado de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual con los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

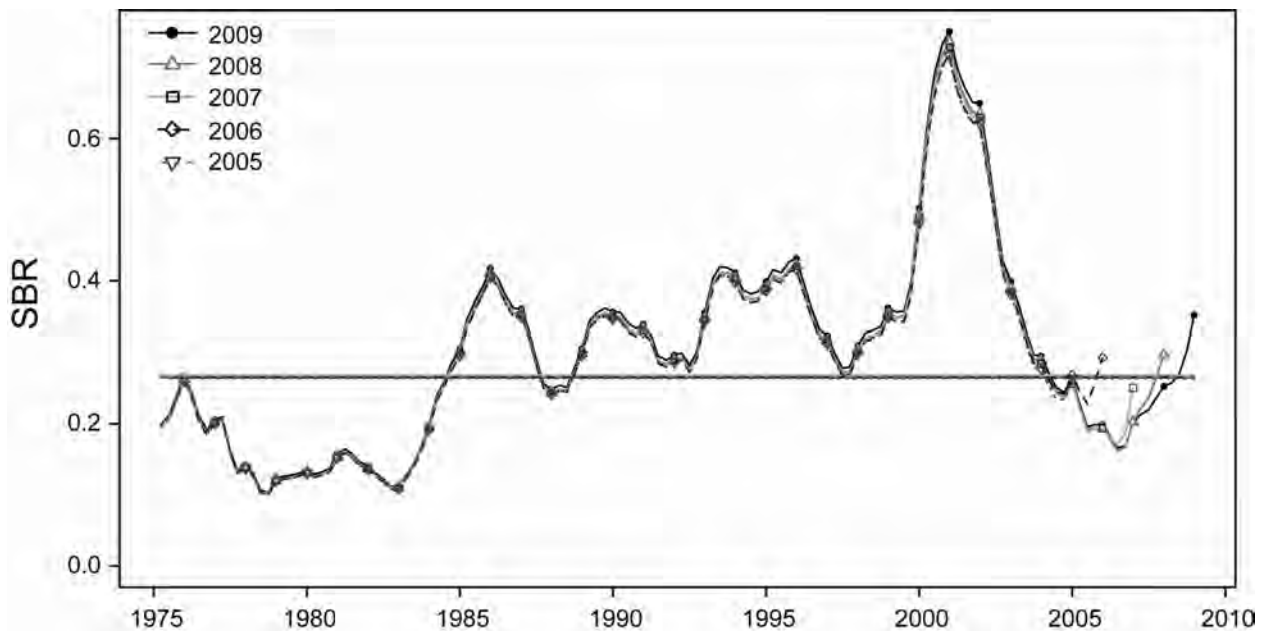


FIGURE 4.14c. Comparison of estimated spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment compared to retrospective analyses that remove recent data. The horizontal line represents the SBR that corresponds to MSY estimated in the current assessment.

FIGURA 4.14c. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual con los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes. La línea horizontal representa el SBR que corresponde al RMS estimado en la evaluación actual.

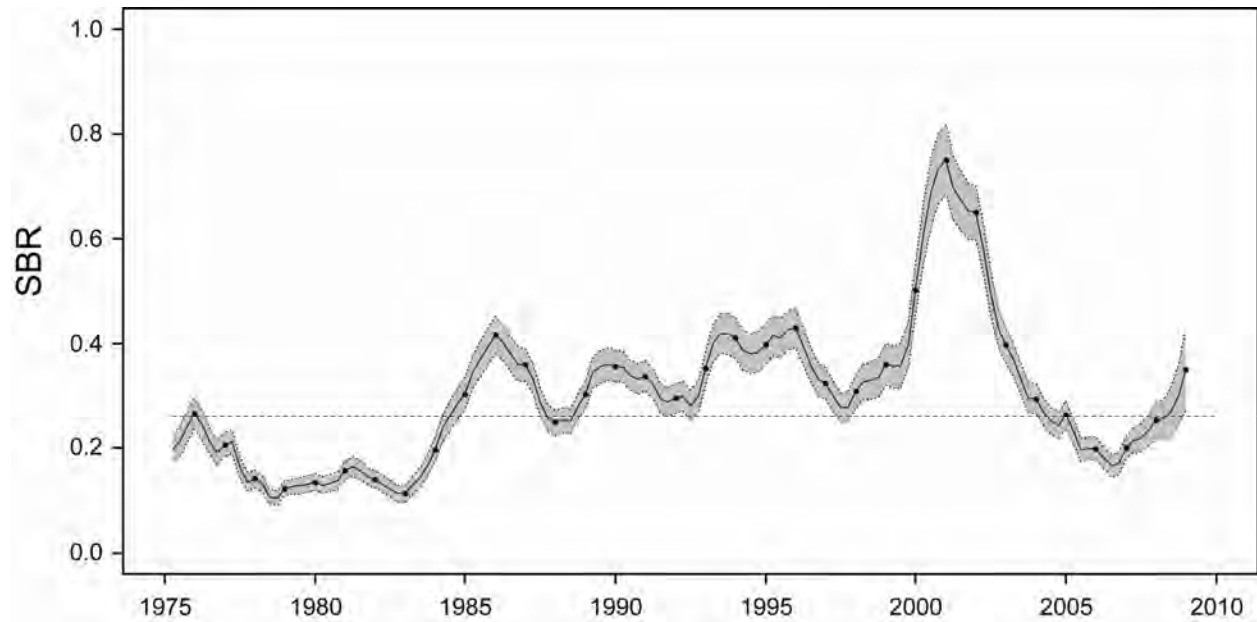


FIGURE 5.1a. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line identifies the SBR at MSY.

FIGURA 5.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal identifica el SBR en RMS.

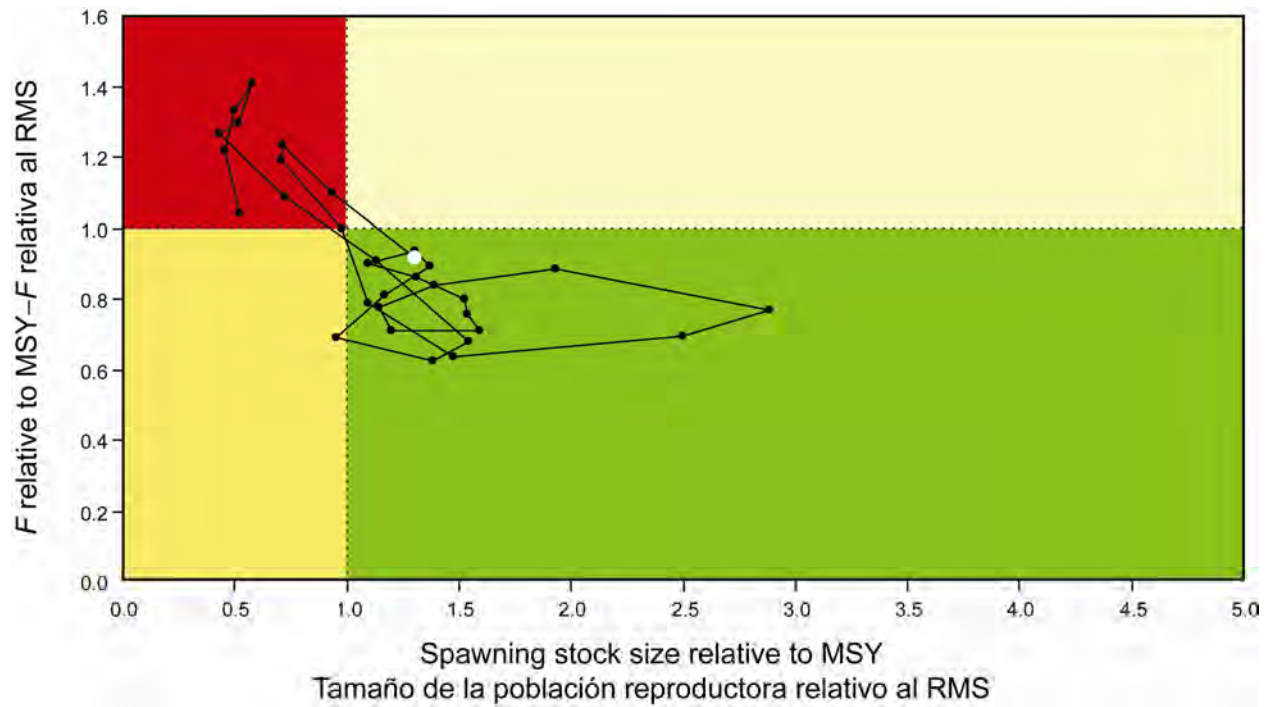


FIGURE 5.1b. Phase plot of the time series of estimates for stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares represent approximate 95% confidence intervals.

FIGURA 5.1b. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación valor más reciente. Los puntos cuadrados representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.

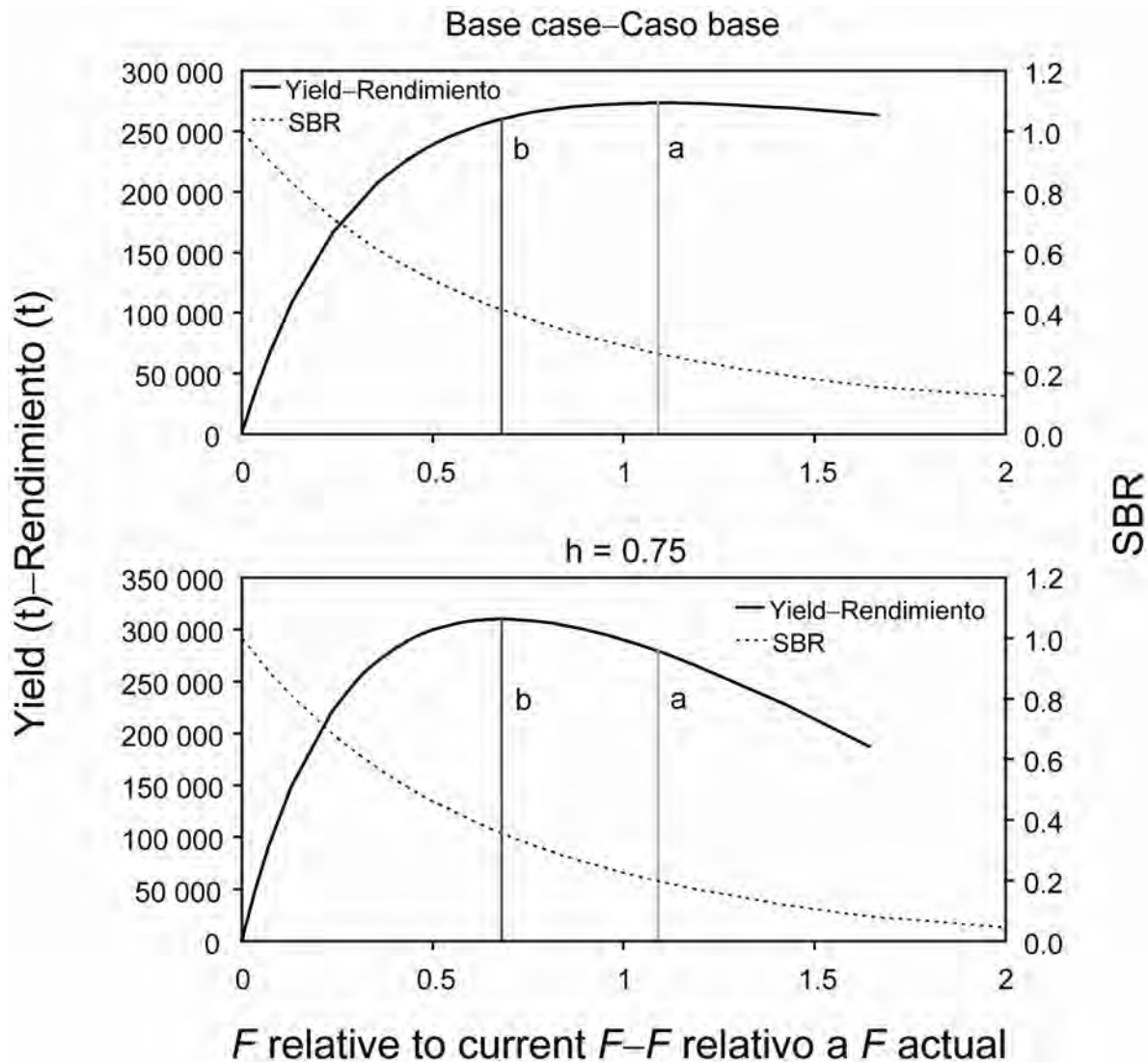


FIGURE 5.2. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that uses a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$).

FIGURA 5.2. Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y el análisis de sensibilidad que usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$).

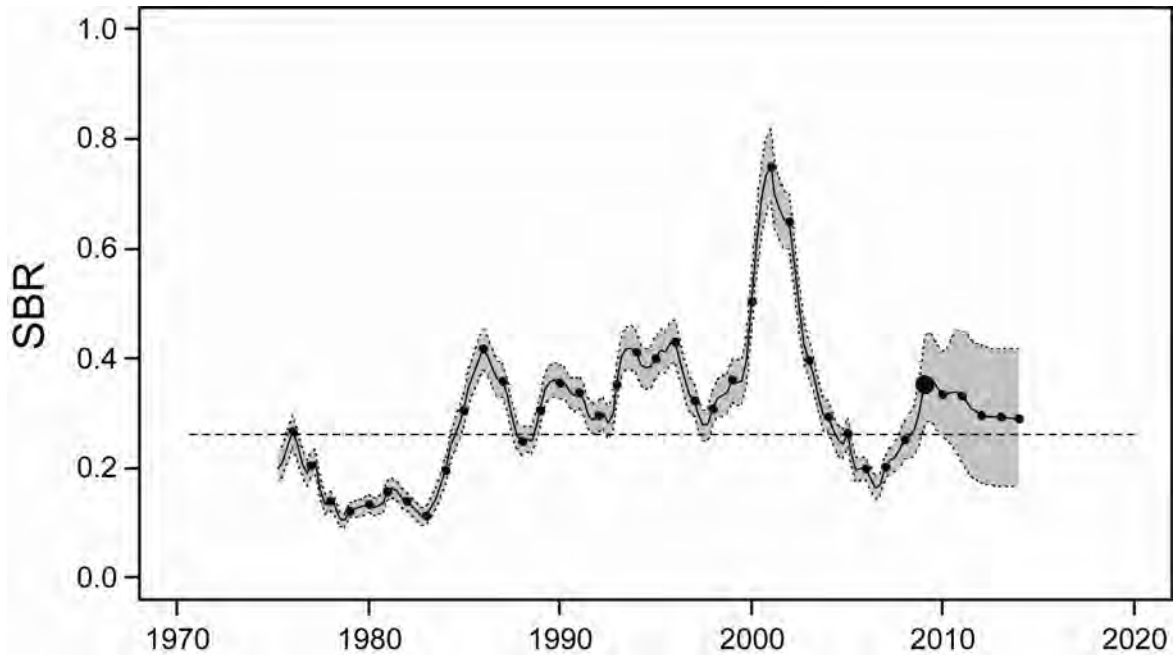


FIGURE 6.1. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2008 and SBRs projected during 2009-2012 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line identifies SBR_{MSY} (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2008 indicate the SBR predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2006-2008, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

FIGURA 6.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2008 y SBR proyectados durante 2009-2012 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal identifica el SBR_{RMS} (Sección 5.3), y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2008 señalan el SBR predicho si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2006-2008 y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

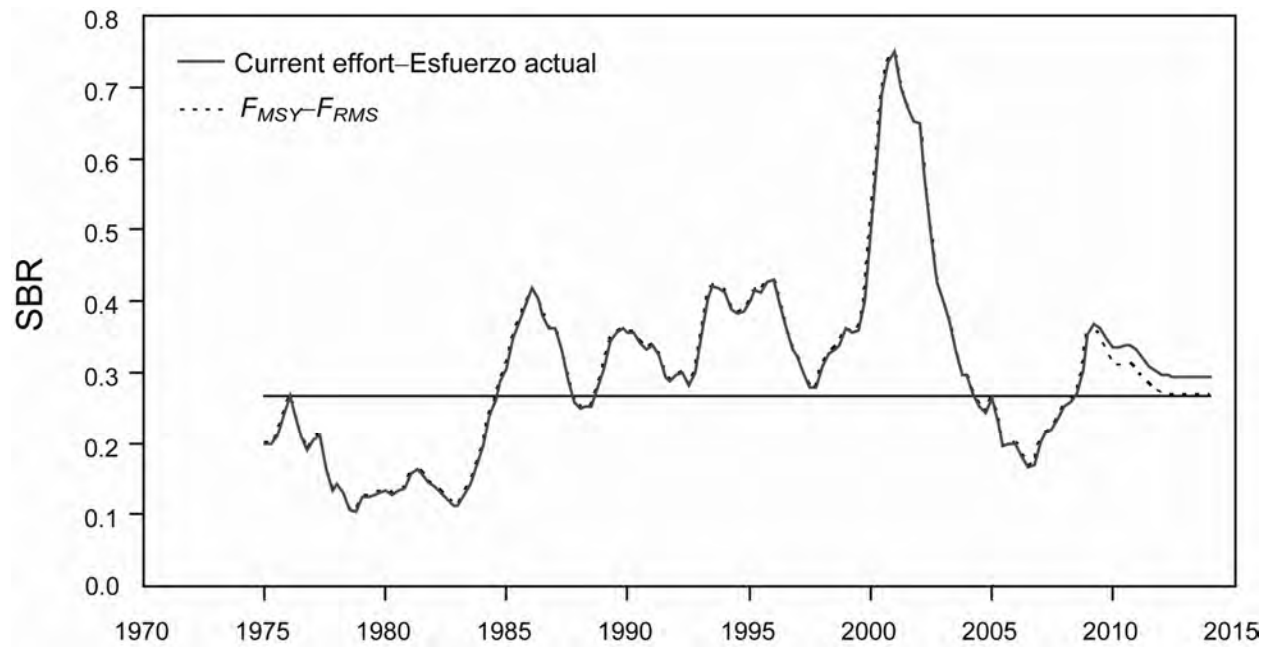


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2009-2013 under current effort and under effort corresponding to MSY. The horizontal line (at 0.27) identifies SBR_{MSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2009-2013, con el esfuerzo actual y con el esfuerzo correspondiente al RMS. La línea horizontal (en 0.27) identifica SBR_{RMS} (Sección 5.3).

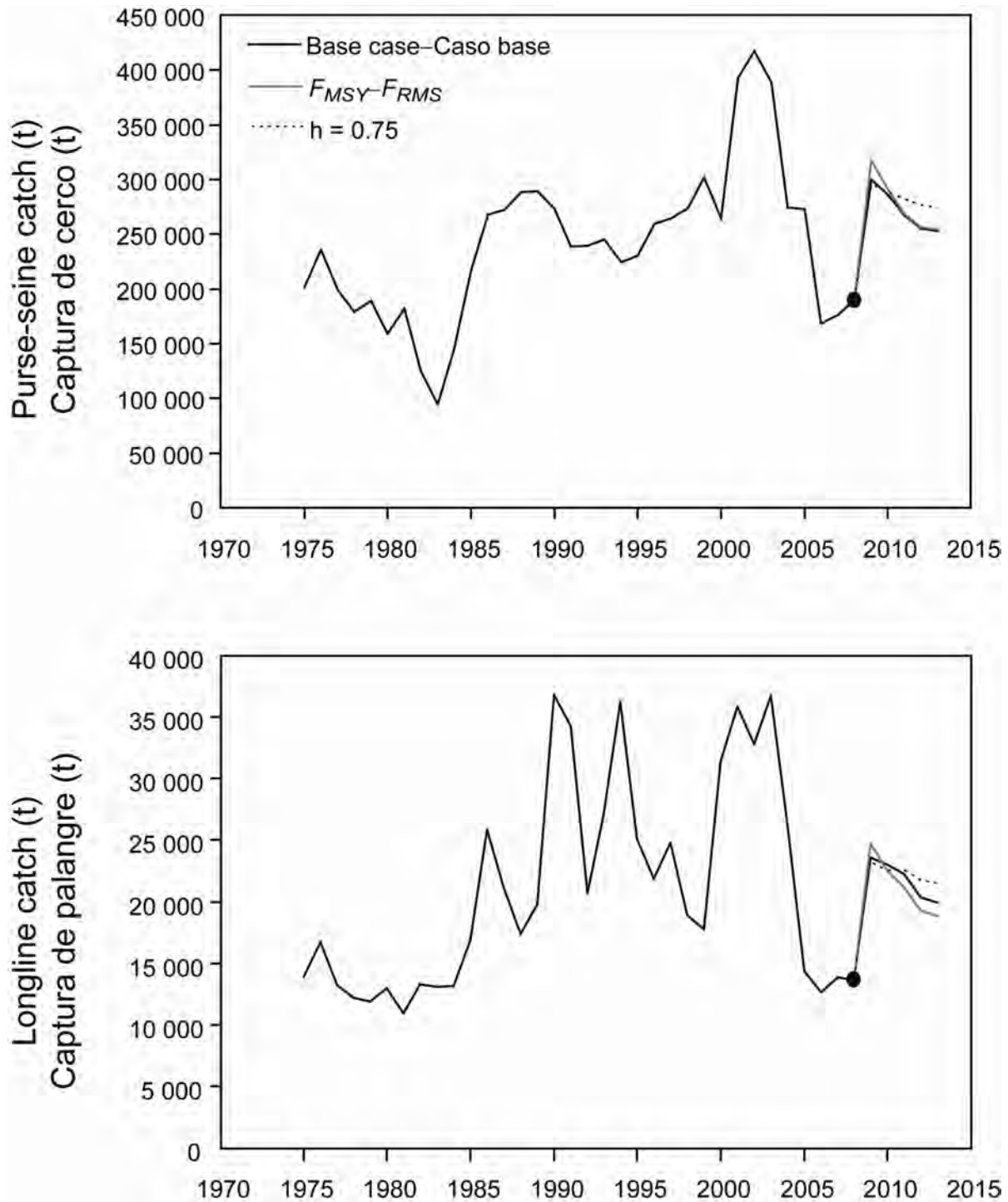


FIGURE 6.3. Historic and projected purse-seine and longline catch from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort.

FIGURA 6.3. Capturas de cerco y de palangre históricas y proyectadas del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated schools. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-2008	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes por ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2008	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2008	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2008	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
5	PS	NOA	1975-2008	1-4, 8, 10	
6	PS	NOA	1975-2008	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2008	2-3, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
8	PS	DEL	1975-2008	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2008	7, 9, 11-12	
10	LP		1975-2008	1-13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	LL		1975-2008	N of-de 15°N	
12	LL		1975-2008	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2008	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
14	PS	OBJ	1993-2008	7, 9	
15	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13	
16	PS	OBJ	1993-2008	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment to the fishery at the time of spawning (thousands of fish), biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass ratio of yellowfin tuna in the EPO at the beginning of the year. Biomass is defined as the total weight of yellowfin aged three quarters or more.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería en el momento de desove (en miles de peces), biomasa (toneladas métricas presentes al principio de año), y cociente de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. Se define la biomasa como el peso total de aleta amarilla de tres trimestres o más de edad.

Year	Total recruitment	Biomass of 3 quarters+ fish	Spawning biomass ratio
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 3 trimestres+	Cociente de biomasa reproductora
1975	423,716	306,339	0.20
1976	275,836	328,007	0.27
1977	583,883	258,056	0.21
1978	521,449	235,997	0.14
1979	394,501	223,592	0.12
1980	350,406	223,863	0.13
1981	360,883	234,530	0.16
1982	502,414	188,496	0.14
1983	710,449	204,902	0.11
1984	622,977	329,014	0.20
1985	598,360	450,740	0.30
1986	607,576	478,177	0.42
1987	863,006	419,395	0.36
1988	738,223	423,740	0.25
1989	613,806	457,885	0.30
1990	588,962	454,097	0.36
1991	700,743	416,701	0.34
1992	675,556	444,071	0.30
1993	749,233	480,754	0.35
1994	581,684	499,617	0.41
1995	628,460	499,562	0.40
1996	774,611	489,512	0.43
1997	766,539	455,281	0.32
1998	1,281,864	448,045	0.31
1999	1,077,337	591,379	0.36
2000	611,490	701,257	0.50
2001	876,235	831,944	0.75
2002	709,457	725,815	0.65
2003	568,787	541,361	0.40
2004	391,430	395,293	0.29
2005	549,603	345,452	0.26
2006	577,594	280,609	0.20
2007	702,257	298,197	0.20
2008	819,789	383,904	0.25
2009		474,308	0.35

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of yellowfin tuna. The ages are expressed in quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún aleta amarilla. Se expresan las edades en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	26.42	0.35	16	154.31	81.12
2	33.04	0.70	17	159.16	89.20
3	40.64	1.32	18	163.33	96.52
4	49.17	2.38	19	166.91	103.00
5	58.48	4.06	20	169.95	108.63
6	68.38	6.58	21	172.52	113.45
7	78.66	10.14	22	174.69	117.51
8	89.05	14.87	23	176.51	120.91
9	99.31	20.82	24	178.04	123.73
10	109.22	27.92	25	179.31	126.07
11	118.59	36.00	26	180.37	128.00
12	127.30	44.80	27	181.26	129.58
13	135.24	54.00	28	181.99	130.89
14	142.39	63.31	29	182.60	131.97
15	148.74	72.43			

TABLE 5.1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2006-2008. The quantities are also given based on average F for 2006-2007. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2009 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2008.

TABLA 5.1. RMS y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2006-2008. Se presentan también las cantidades basadas en la F media de 2006-2007. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2009 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada de 2008.

	Base case	h = 0.75	Average F	All data	Natural	Selectivity	Growth
	Caso base		F promedio	Todos los	mortality	Selectividad	Crecimiento
			2006-2007	datos	Mortalidad	Selectividad	Crecimiento
					natural		
MSY-RMS	273,159	310,073	274,944	269,296	327,475	267,222	274,688
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	372,909	594,909	373,750	376,590	395,803	434,769	368,475
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,522	6,436	3,523	3,626	3,259	4,764	3,163
$C_{\text{recent}}/MSY - C_{\text{recent}}/RMS$	0.75	0.66	0.74	0.76	0.62	0.76	0.74
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.27	0.78	1.27	1.12	1.9	0.81	1.5
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.32	0.71	1.32	1.16	2.56	0.81	1.66
$S_{\text{MSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMS}}/S_{F=0}$	0.27	0.36	0.27	0.28	0.2	0.38	0.24
F multiplier—Multiplicador de F	1.09	0.68	1.00	1.06	2.27	0.68	1.39

TABLE 5.2a. Estimates of the MSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery is the only fishery operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). The estimates of the MSY and B_{MSY} are expressed in metric tons. OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2a. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería es la única que opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.4). Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre.

Fishery	MSY	B_{MSY}	S_{MSY}	$B_{MSY}/B_{F=0}$	$S_{MSY}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMS	B_{RMS}	S_{RMS}	$B_{RMS}/B_{F=0}$	$S_{RMS}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
All—Todas	273,159	372,909	3,522	0.32	0.27	1.09
OBJ	170,566	222,646	1,783	0.19	0.13	9.21
NOA	233,398	312,460	2,653	0.27	0.2	4.98
DEL	319,183	378,976	3,304	0.32	0.25	2.52
LL	421,316	391,291	3,205	0.33	0.24	57.63

Appendices—Anexos

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP

ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-RECLUTAMIENTO

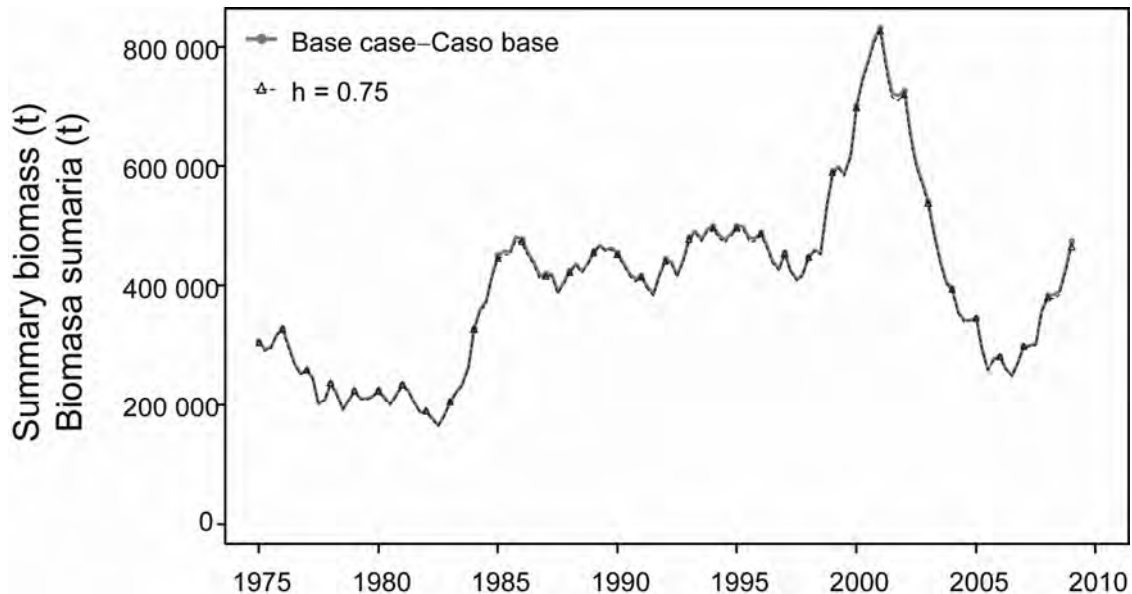


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

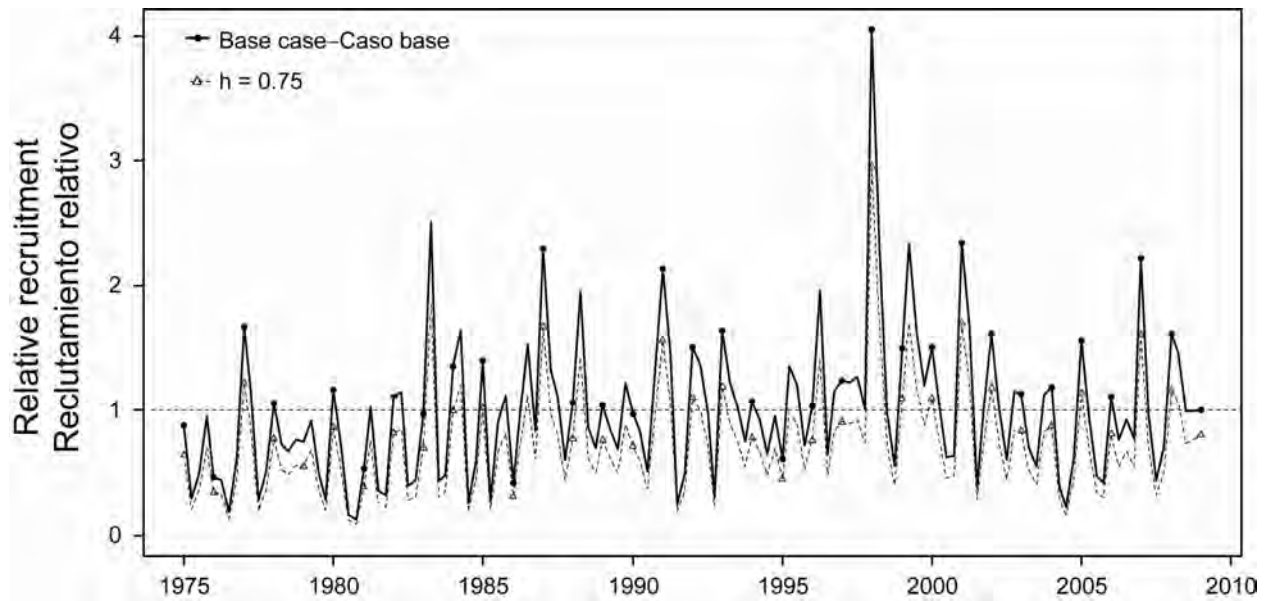


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

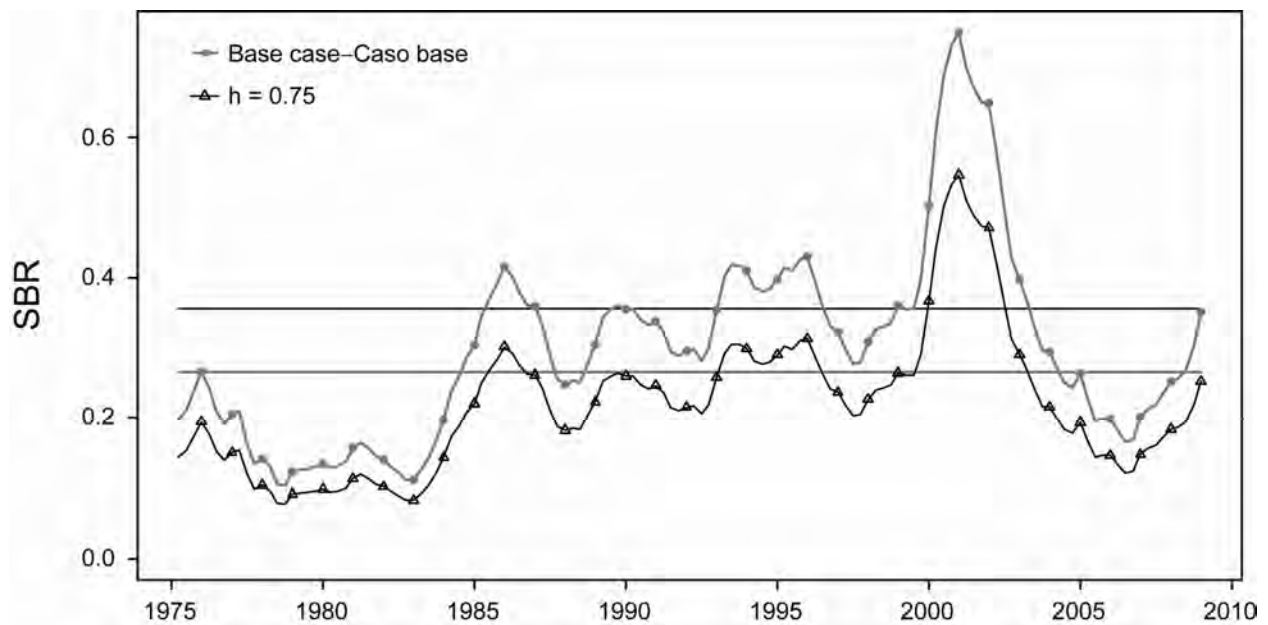


FIGURE A.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.
FIGURA A.3a. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

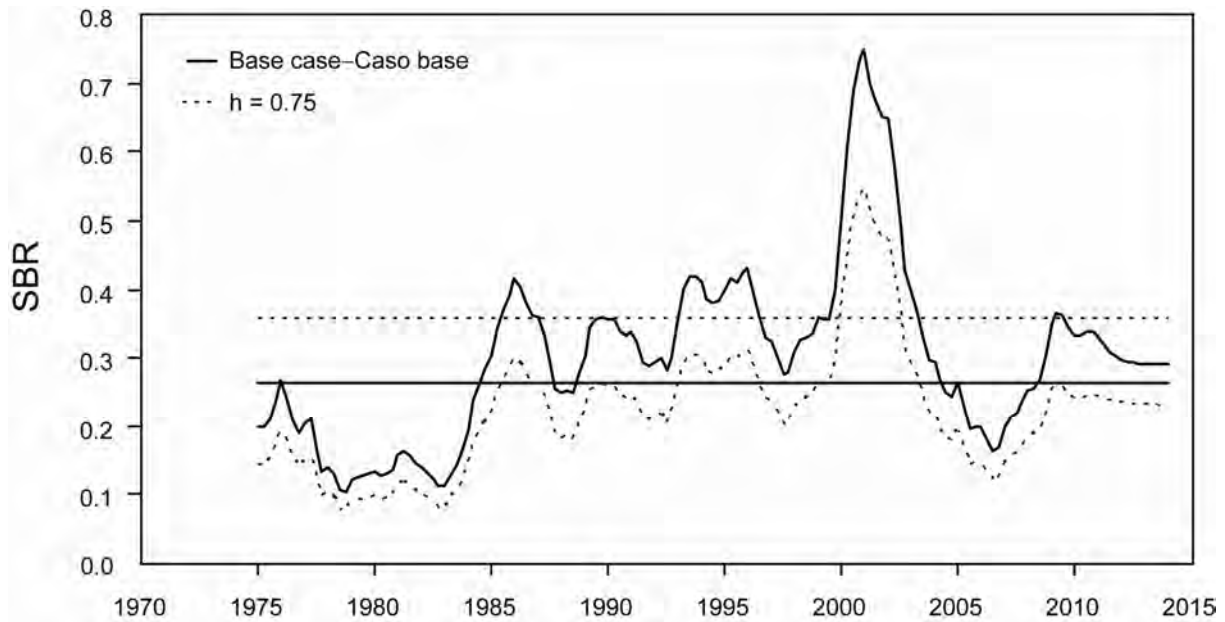


FIGURE A.3b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2009-2013 for yellowfin tuna from the analysis without (base case) and with (steepness = 0.75) a stock-recruitment relationship. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA A.3b. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla durante 2008-2013 del análisis sin (caso base) y con (inclinación = 0,75) una relación población-reclutamiento. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

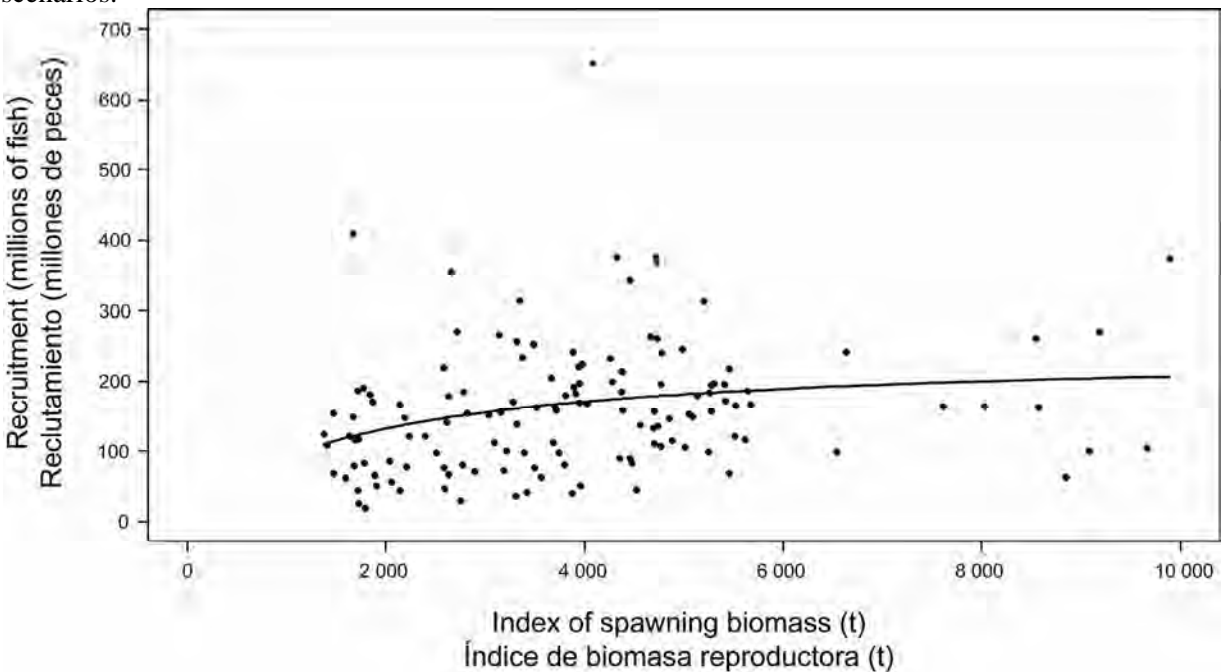


FIGURE A.4. Recruitment plotted against the index of spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR ALL DATA
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TODOS LOS DATOS

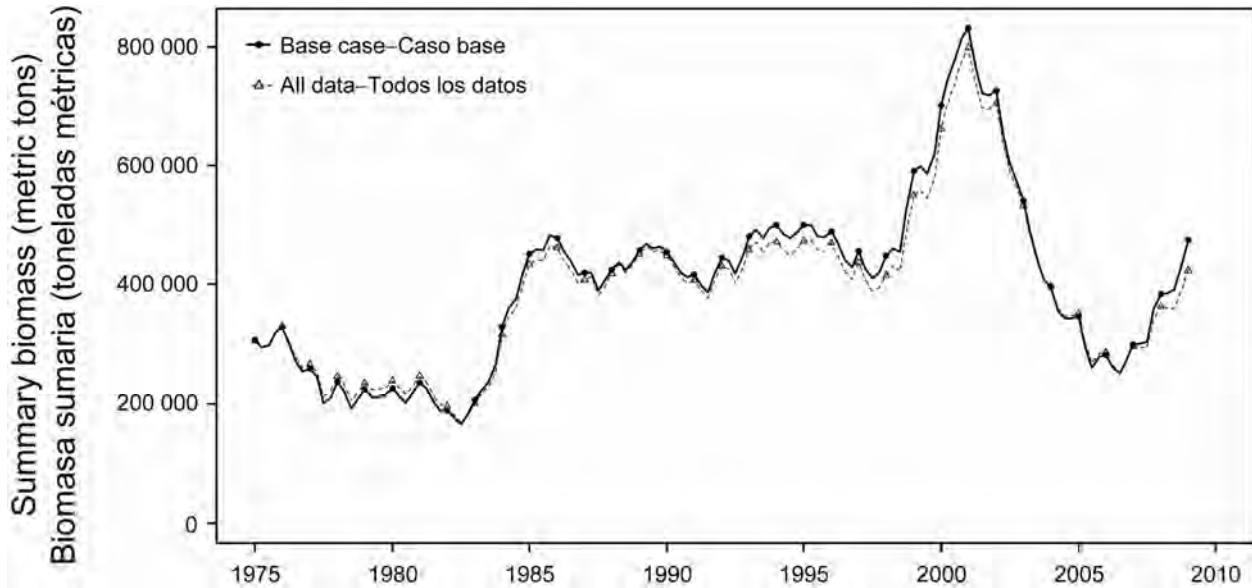


FIGURE B.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that includes all the data.

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye todos los datos.

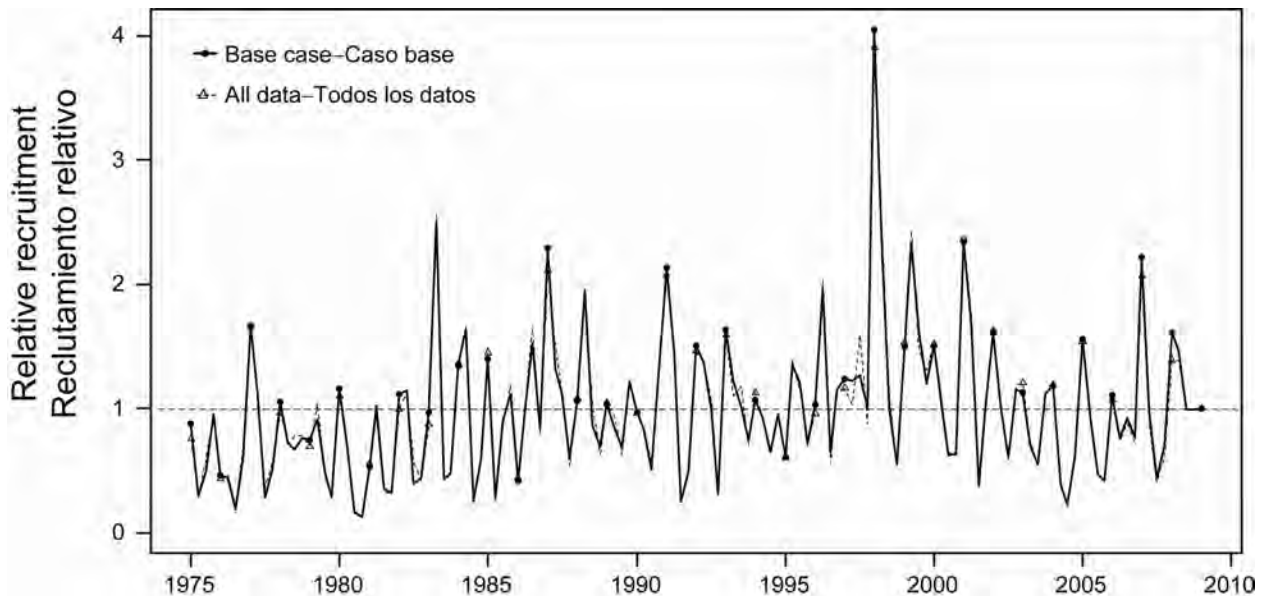


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that includes all the data.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye todos los datos.

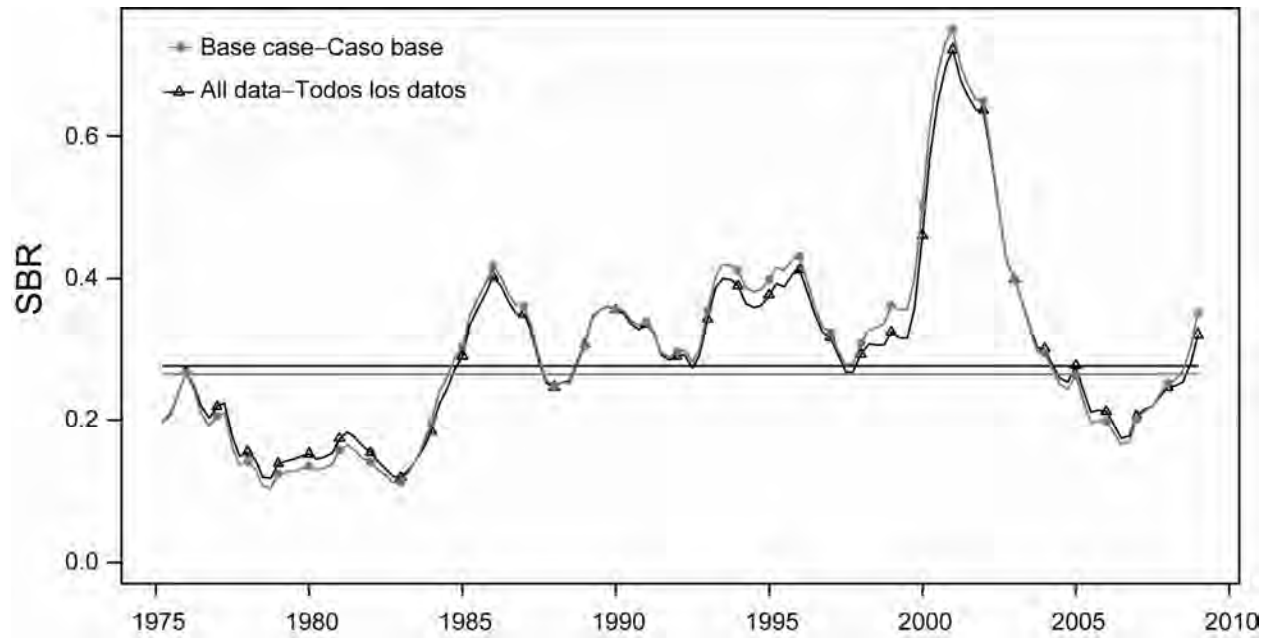


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that includes all the data. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye todos los datos. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS FOR NATURAL MORTALITY
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA MORTALIDAD NATURAL

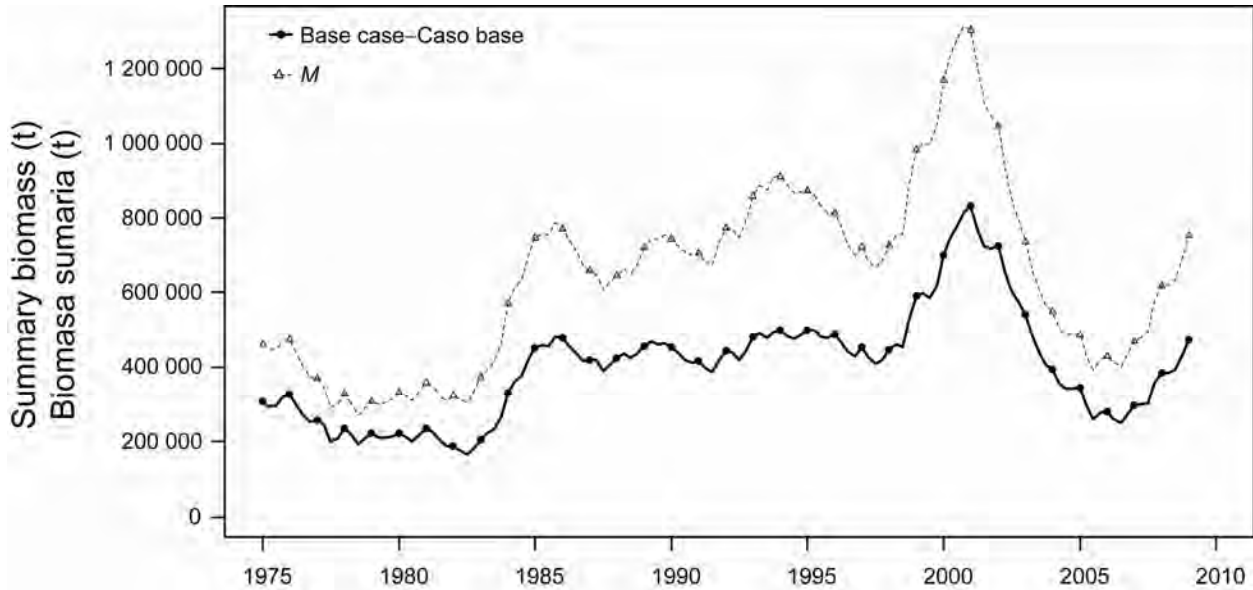


FIGURE C.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates natural mortality for adult females and males.

FIGURA C.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la mortalidad natural de hembras y machos adultos.

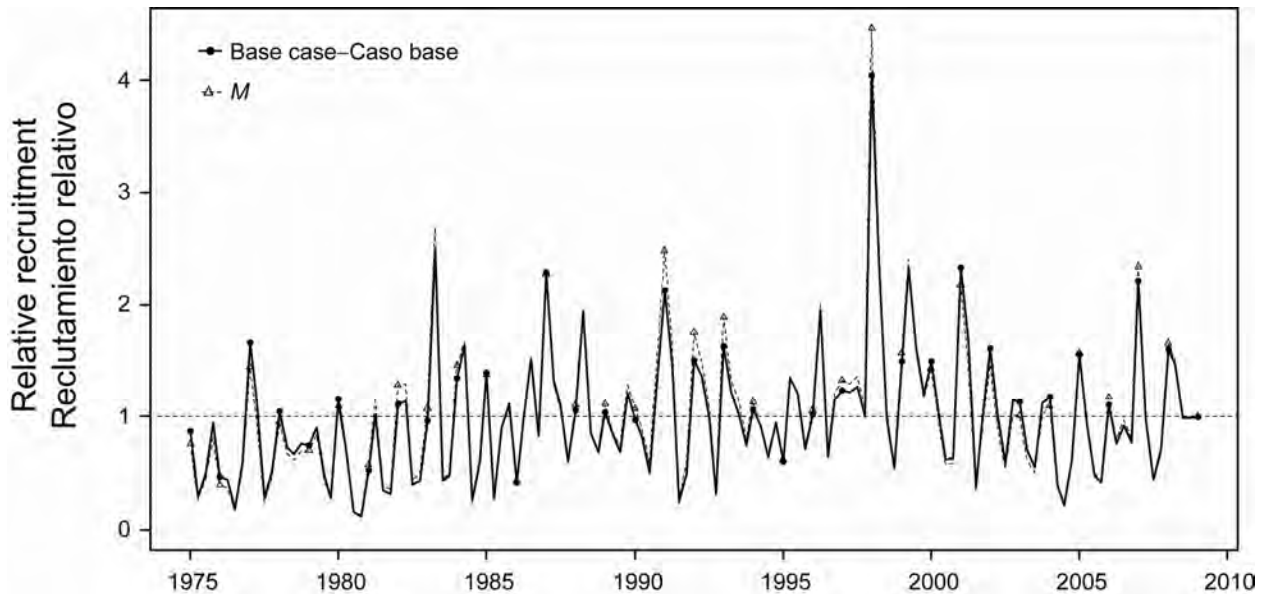


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates natural mortality for adult females and males.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la mortalidad natural de hembras y machos adultos.

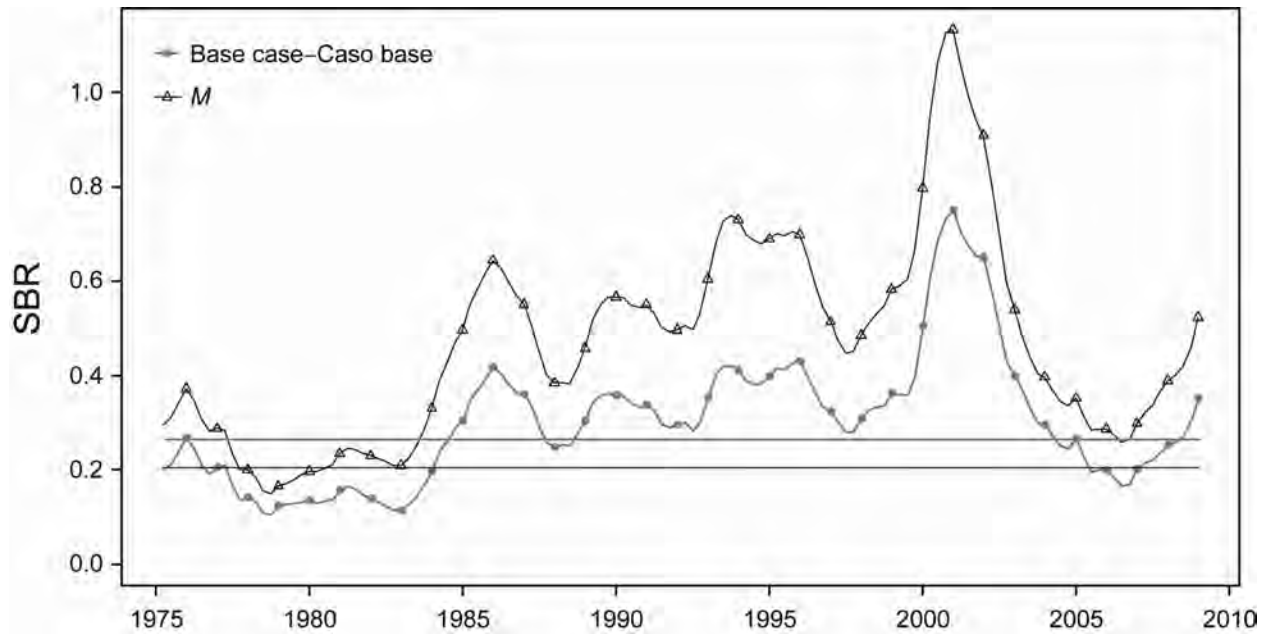


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates natural mortality for adult females and males. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la mortalidad natural de hembras y machos adultos. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

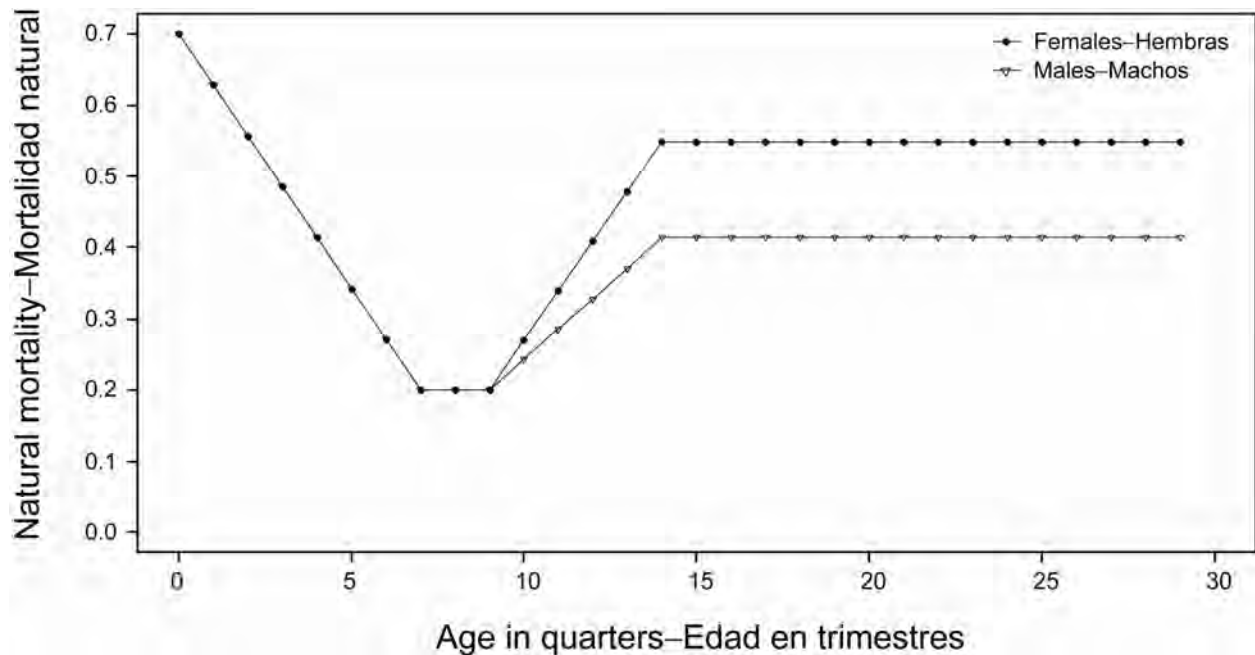


FIGURE C.4. Estimated natural mortality for female and male yellowfin tuna from the sensitivity analysis that estimates natural mortality.

FIGURA C.4. Mortalidad natural estimada de atunes aleta amarilla hembra y macho del análisis de sensibilidad que estima la mortalidad natural.

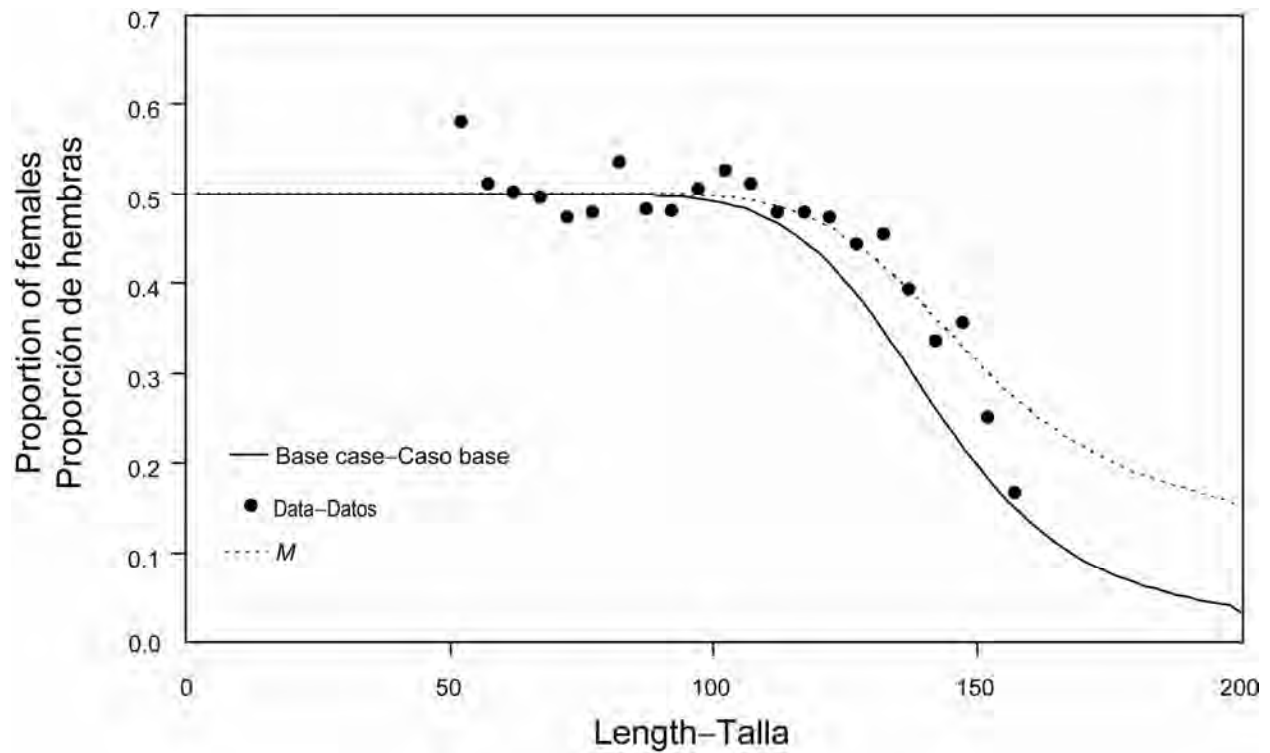


FIGURE C.5. Fit to the sex ratio information for the base case and the sensitivity analysis that estimates natural mortality.

FIGURA C.5. Ajuste a la información de proporción de sexos del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la mortalidad natural

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS FOR SELECTIVITY
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA SELECTIVIDAD

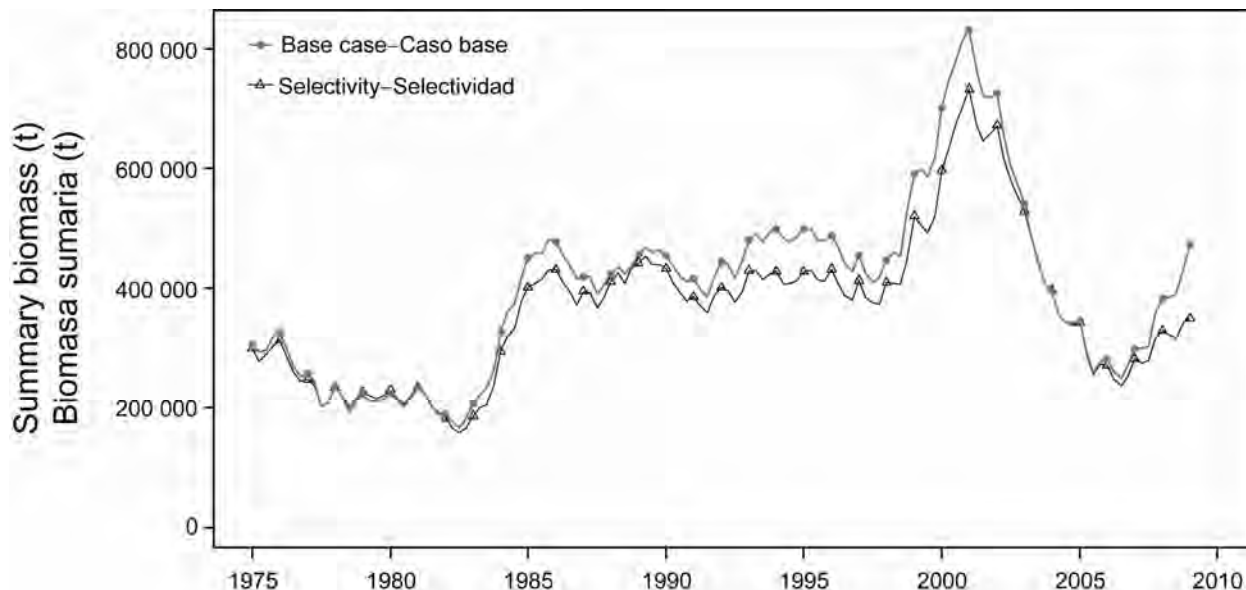


FIGURE D.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates age-specific selectivity.

FIGURA D.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la selectividad por edad.

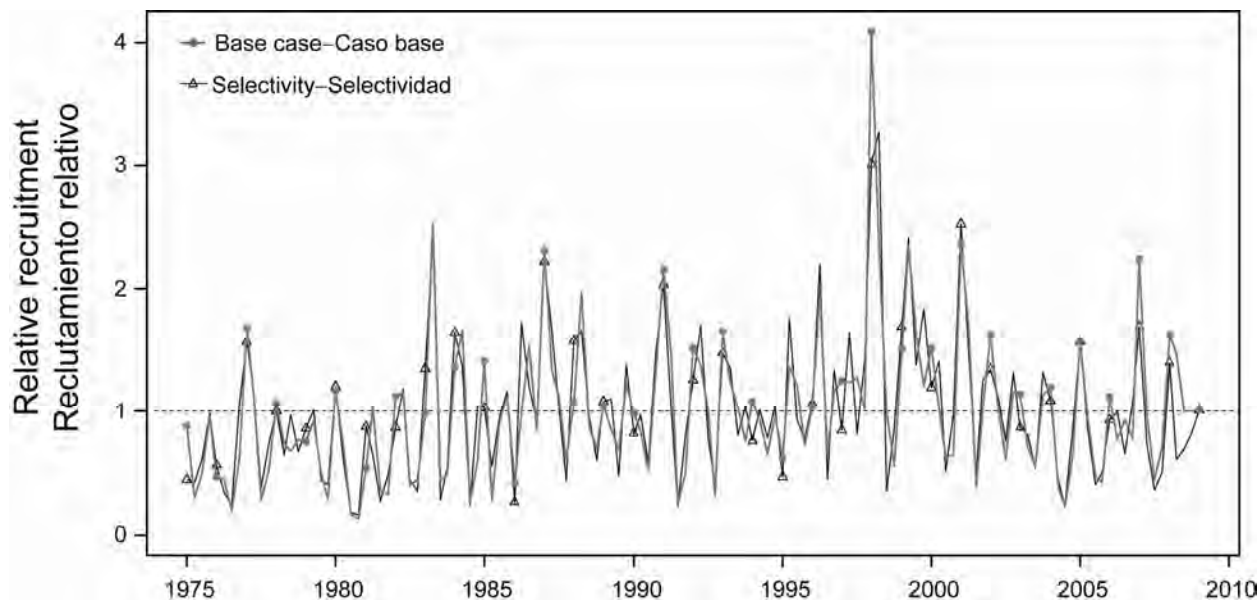


FIGURE D.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates age-specific selectivity.

FIGURA D.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la selectividad por edad.

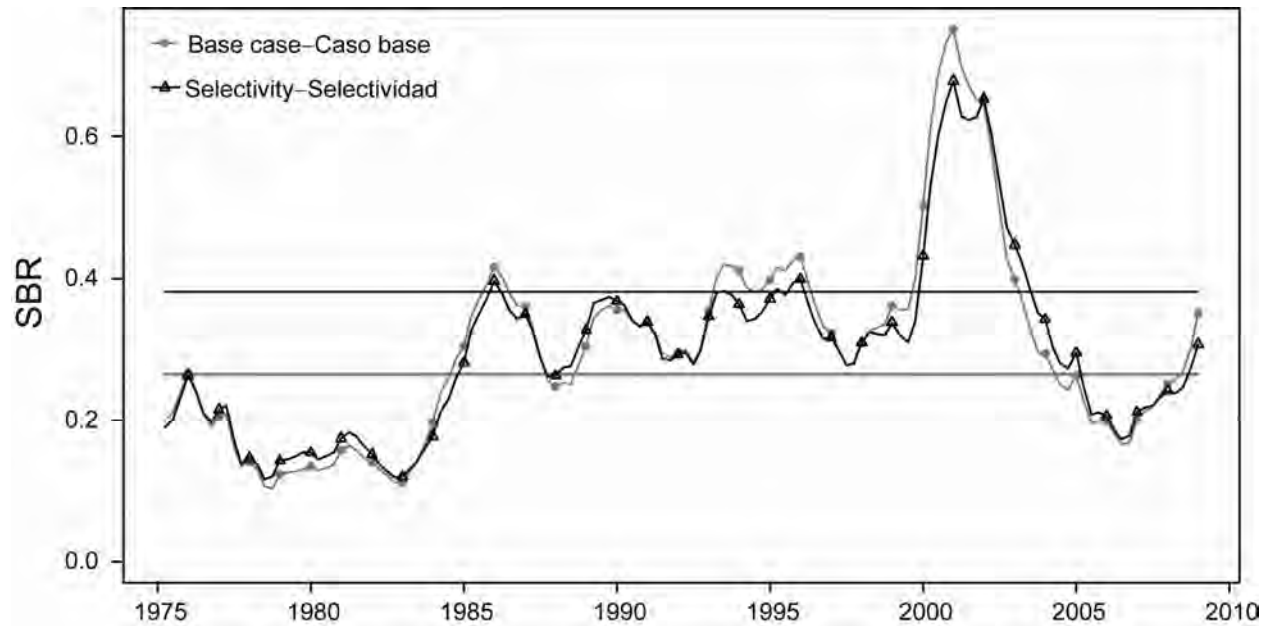


FIGURE D.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that estimates age-specific selectivity. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA D.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que estima la selectividad por edad. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

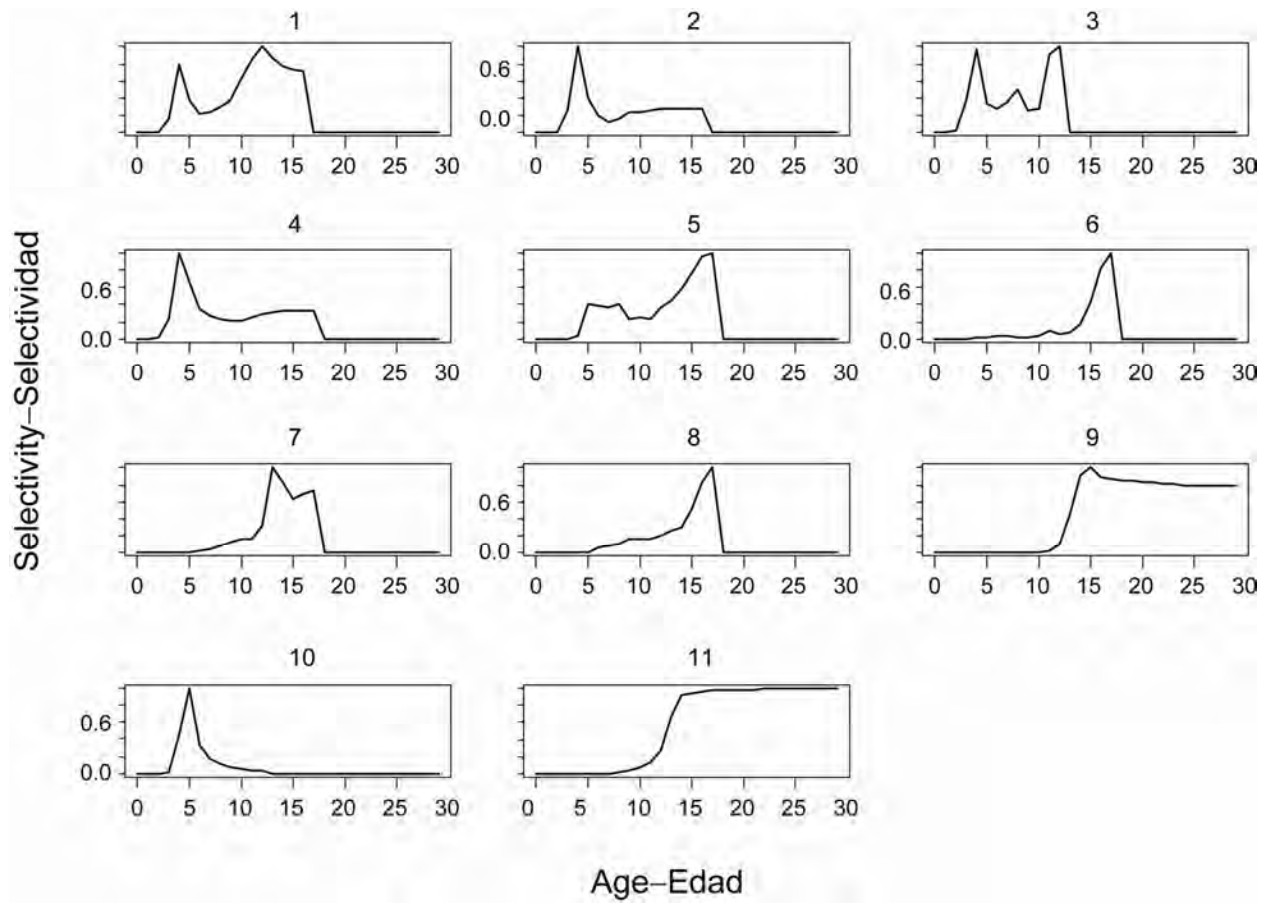


FIGURE D.4. Estimated age-specific selectivity curves for the sensitivity analysis that estimates selectivity.

FIGURA D.4. Curvas de selectividad por edad estimadas del análisis de sensibilidad que estima la selectividad.

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS FOR GROWTH
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL CRECIMIENTO

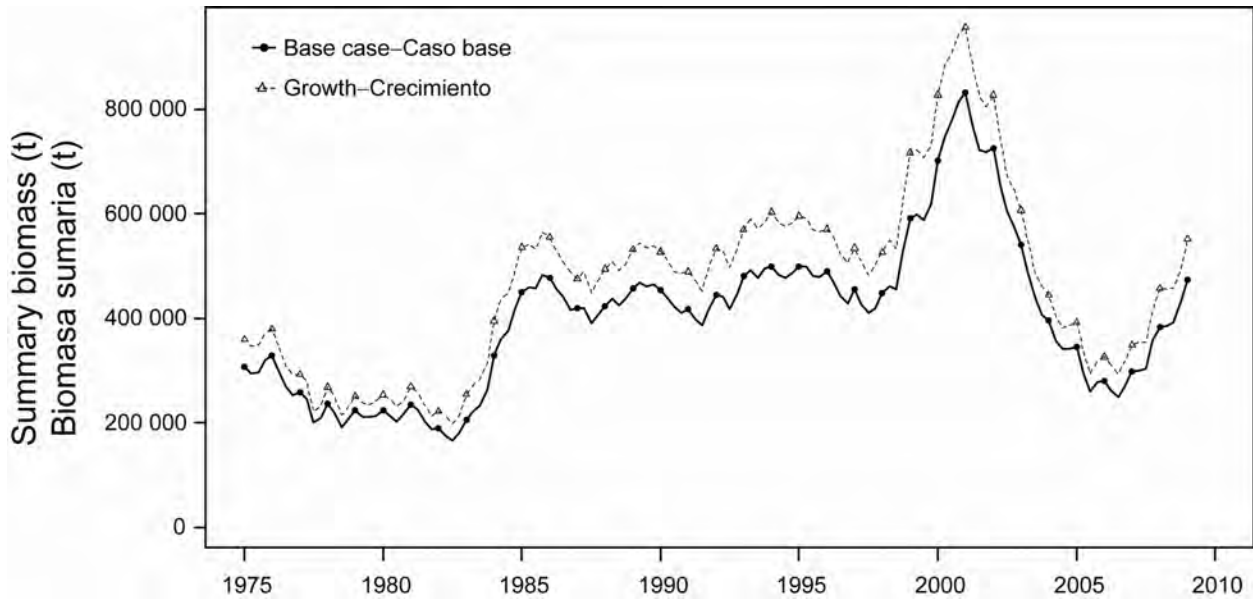


FIGURE E.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that fixes the length at the maximum age at 175 cm and estimates the remaining parameters of the Richards growth equation.

FIGURA E.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que fija la talla de edad máxima en 175 cm y estima los parámetros restantes de la ecuación de crecimiento de Richards.

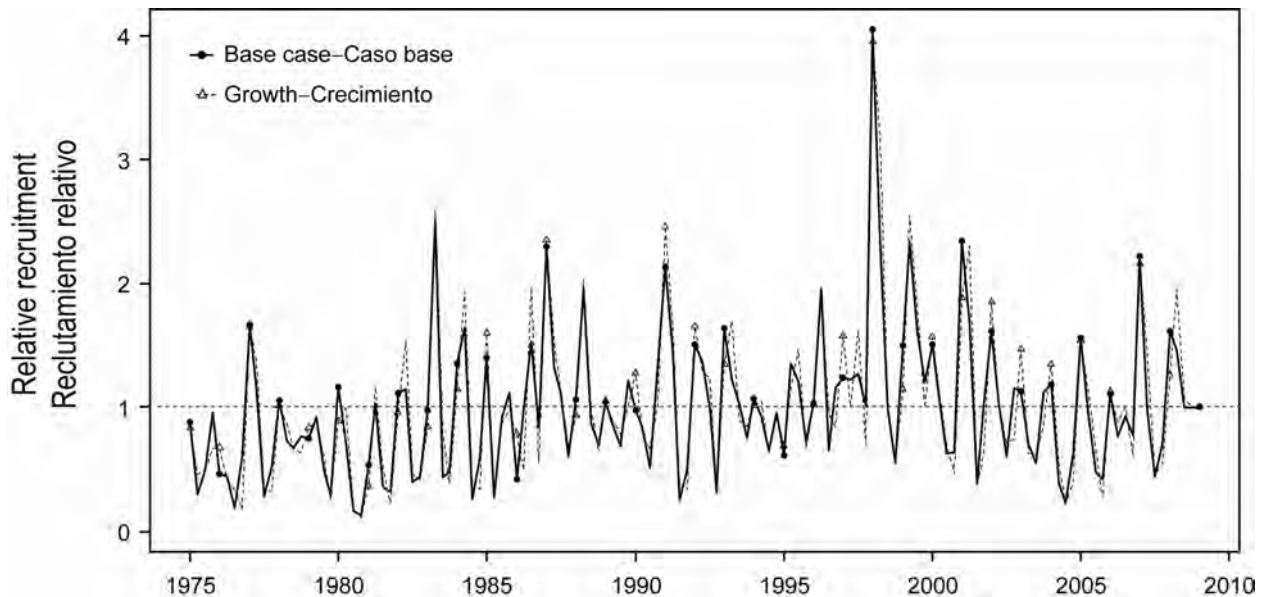


FIGURE E.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that fixes the length at the maximum age at 175 cm and estimates the remaining parameters of the Richards growth equation.

FIGURA E.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que fija la talla de edad máxima en 175 cm y estima los parámetros restantes de la ecuación de crecimiento de Richards.

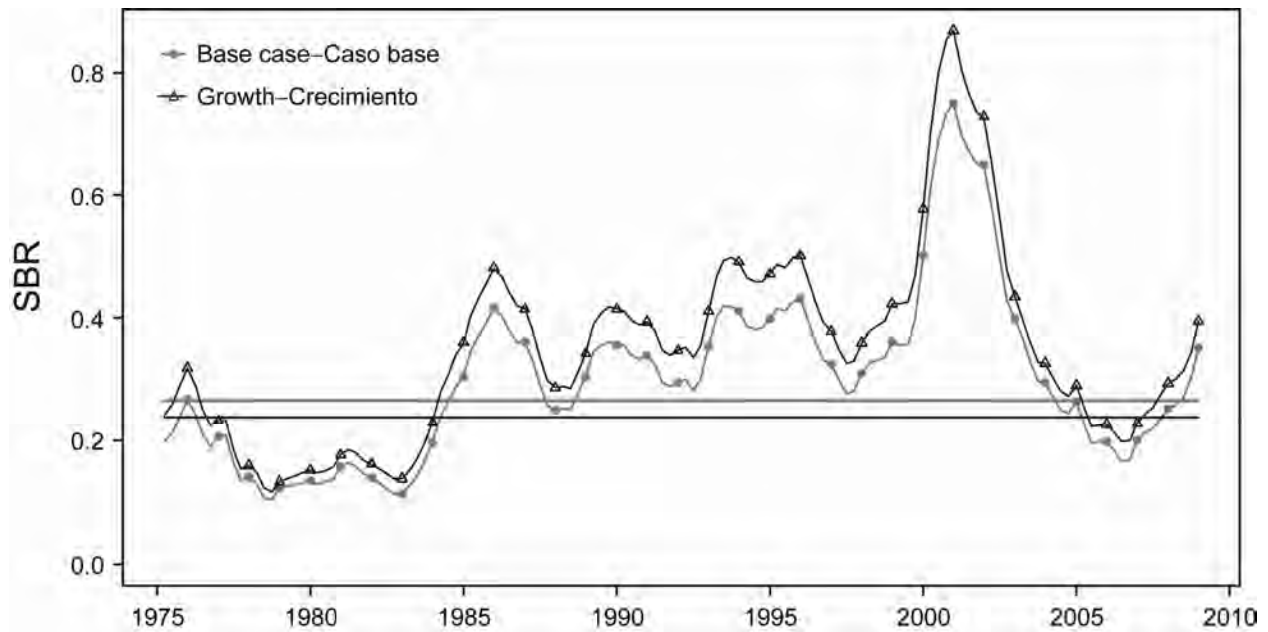


FIGURE E.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that fixes the length at the maximum age at 175 cm and estimates the remaining parameters of the Richards growth equation. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA E.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que fija la talla de edad máxima en 175 cm y estima los parámetros restantes de la ecuación de crecimiento de Richards. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

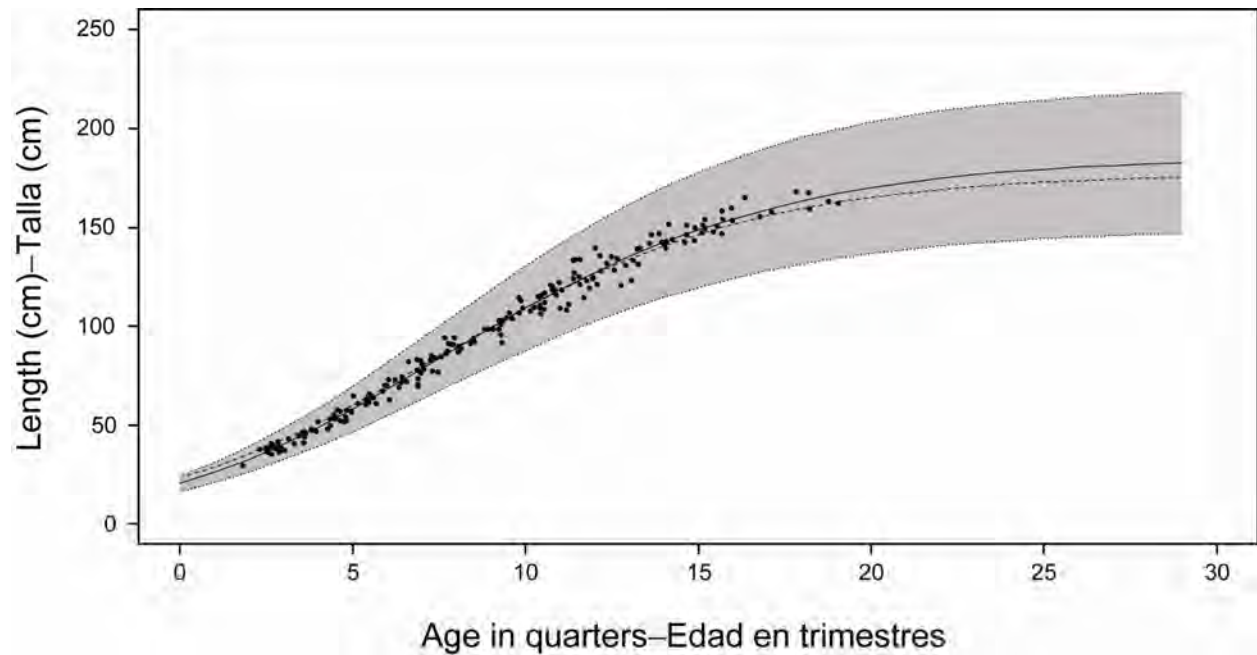


FIGURE E.4. Fit to the otolith age-at-length data for the base case (solid line) and the sensitivity analysis that fixes the length at the maximum age at 175 cm (dashed line).

FIGURA E.4. Ajuste a los datos de otolitos de edad por talla del caso base (línea sólida) y del análisis de sensibilidad que fija la talla de edad máxima en 175 cm (línea de trazos).

APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS FOR EXCLUSION OF FLOATING-OBJECT SIZE COMPOSITION DATA

ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA EXCLUSIÓN DE LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TAMAÑO DE LA PESCA SOBRE OBJETOS FLOTANTES

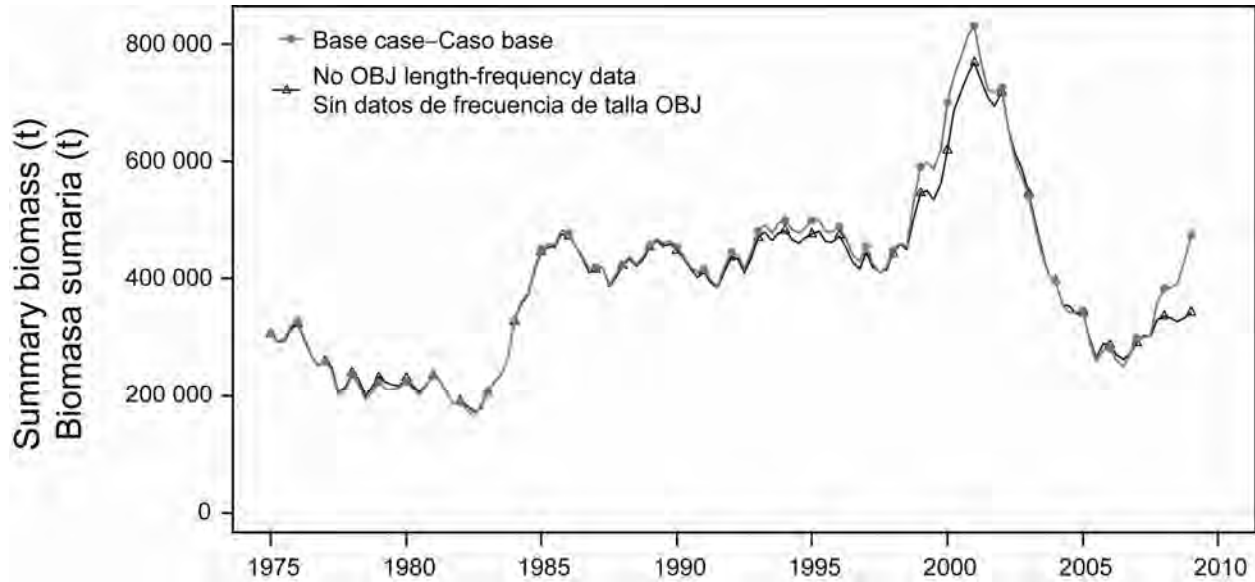


FIGURE F.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that excludes the floating-object size composition data.

FIGURA F.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

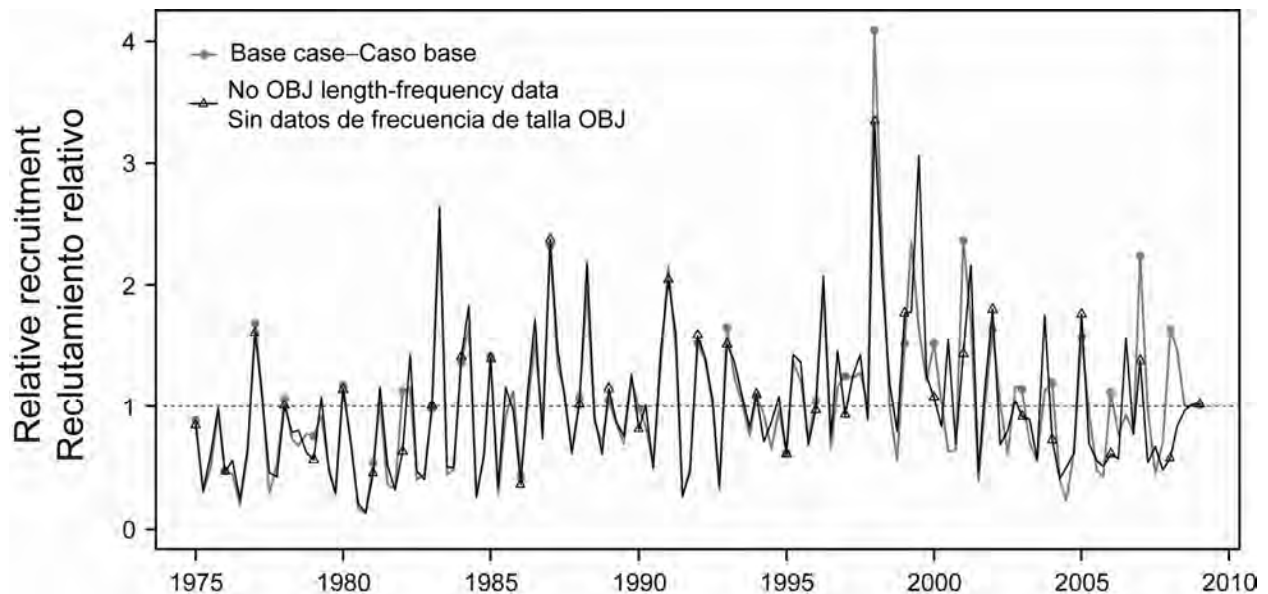


FIGURE F.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that excludes the floating-object size composition data.

FIGURA E.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

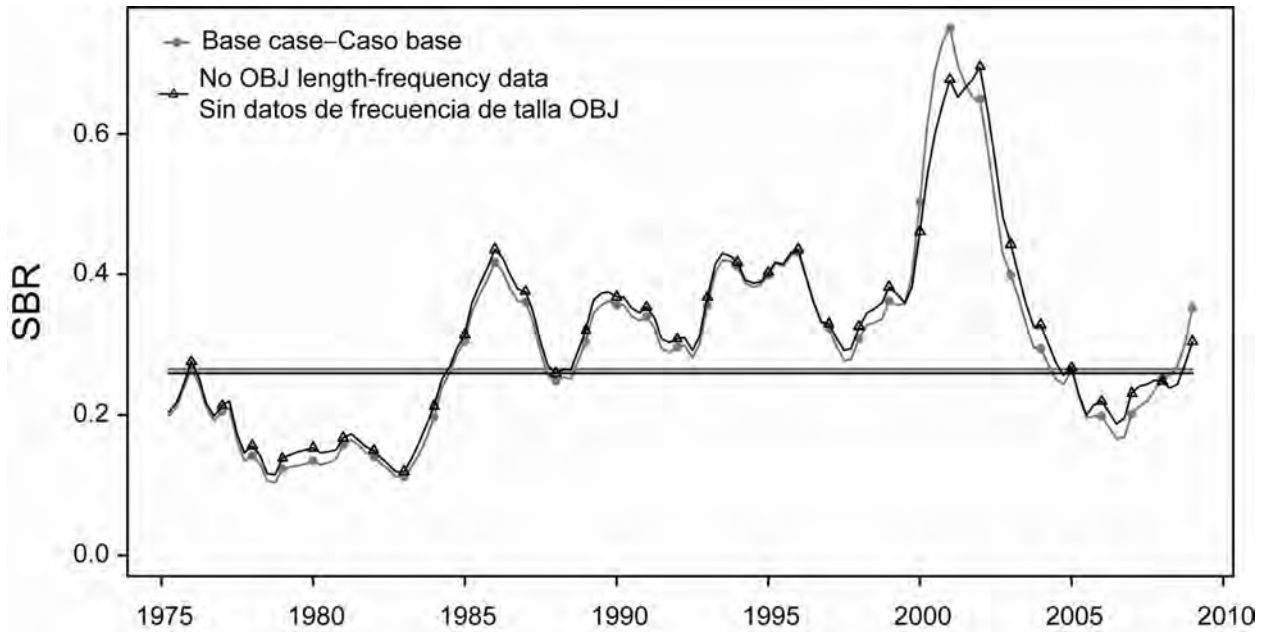


FIGURE F.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that that excludes the floating-object size composition data. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA D.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

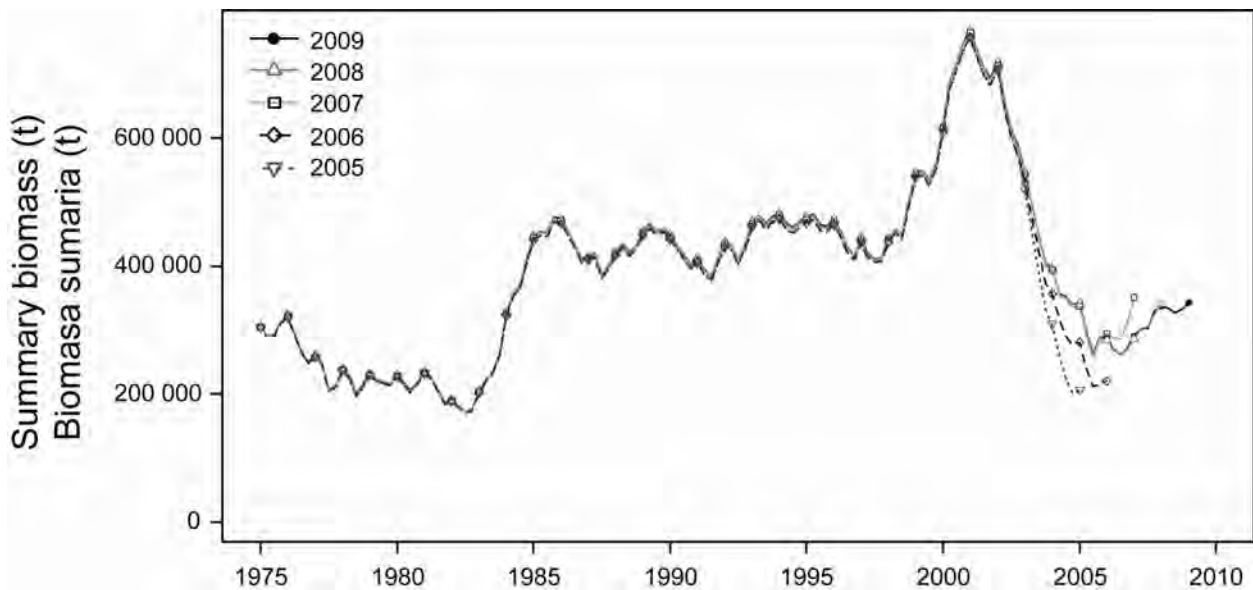


FIGURE F.4. Retrospective analysis of biomass from the sensitivity analysis that excludes the floating-object size composition data.

FIGURA F.4. Análisis retrospectivo de la biomasa del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

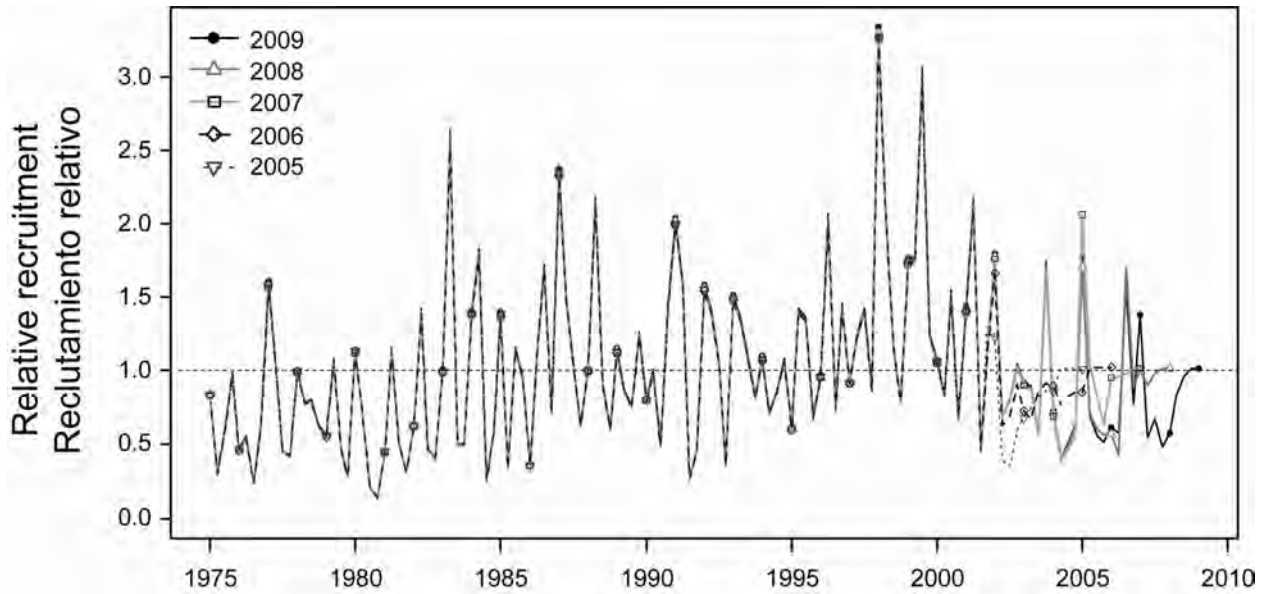


FIGURE F.5. Retrospective analysis of recruitment from the sensitivity analysis that excludes the floating-object size composition data.

FIGURA F.5. Análisis retrospectivo del reclutamiento del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

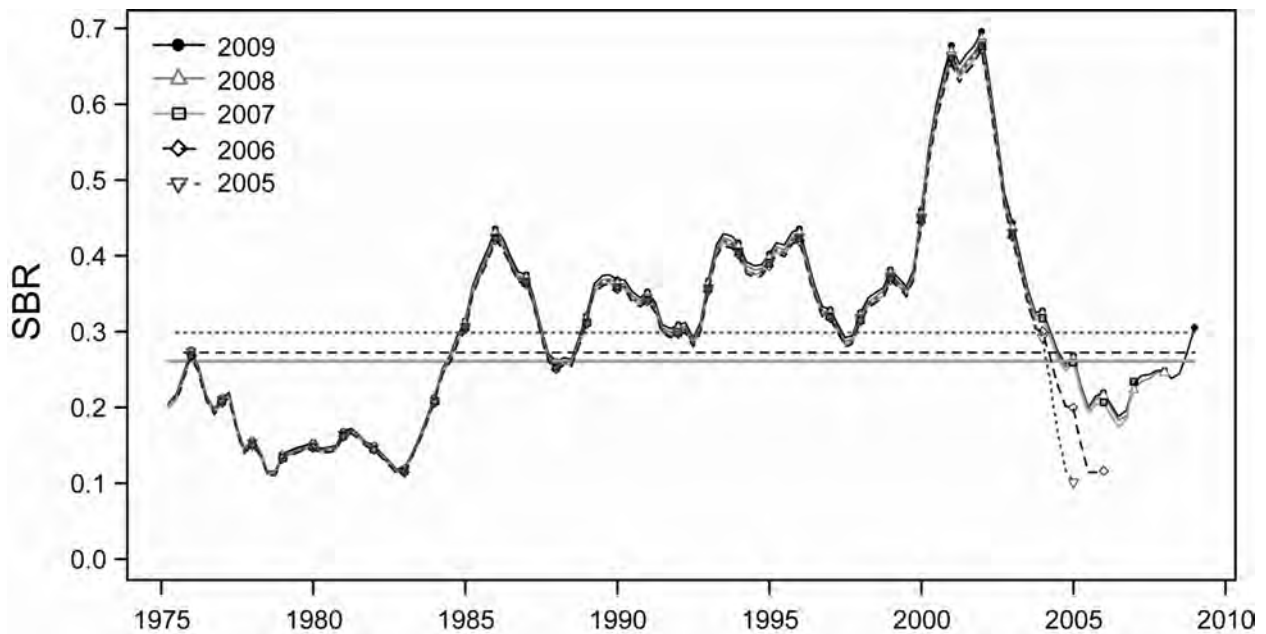


FIGURE F.6. Retrospective analysis of spawning biomass ratio from the sensitivity analysis that excludes the floating-object size composition data.

FIGURA F.6. Análisis retrospectivo del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis de sensibilidad que excluye los datos de composición por tamaño de la pesca sobre objetos flotantes.

**APPENDIX G: SENSITIVITY ANALYSIS FOR INCLUDING A CHANGE IN SELECTIVITY IN
THE FLOATING OBJECT FISHERIES
ANEXO G: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLUSIÓN DE UN CAMBIO DE
SELECTIVIDAD EN LAS PESQUERÍAS SOBRE OBJETOS FLOTANTES**

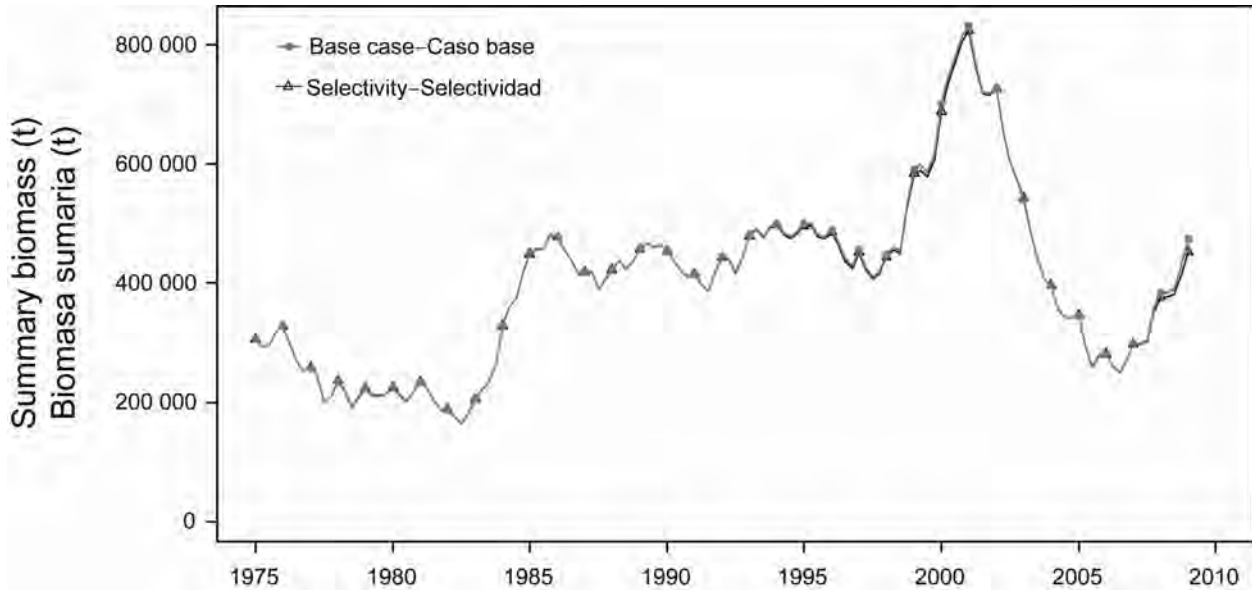


FIGURE G.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that has a change in selectivity for the floating-object fisheries.

FIGURA G.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye un cambio de selectividad en las pesquerías sobre objetos flotantes.

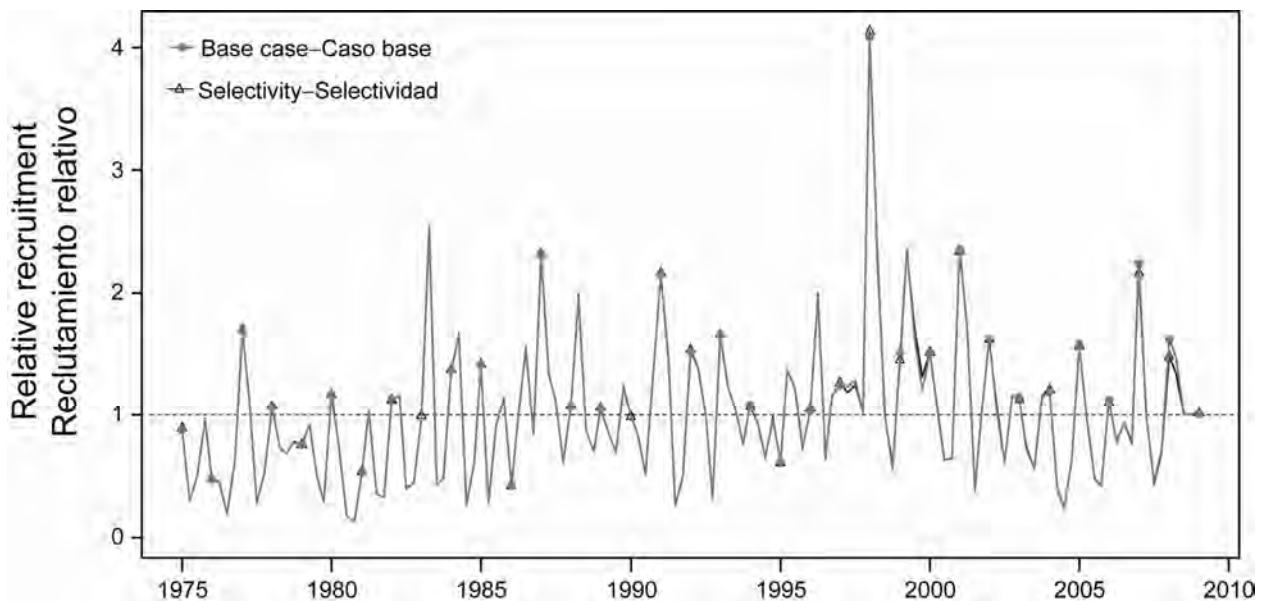


FIGURE G.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that has a change in selectivity for the floating-object fisheries.

FIGURA G.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye un cambio de selectividad en las pesquerías sobre objetos flotantes.

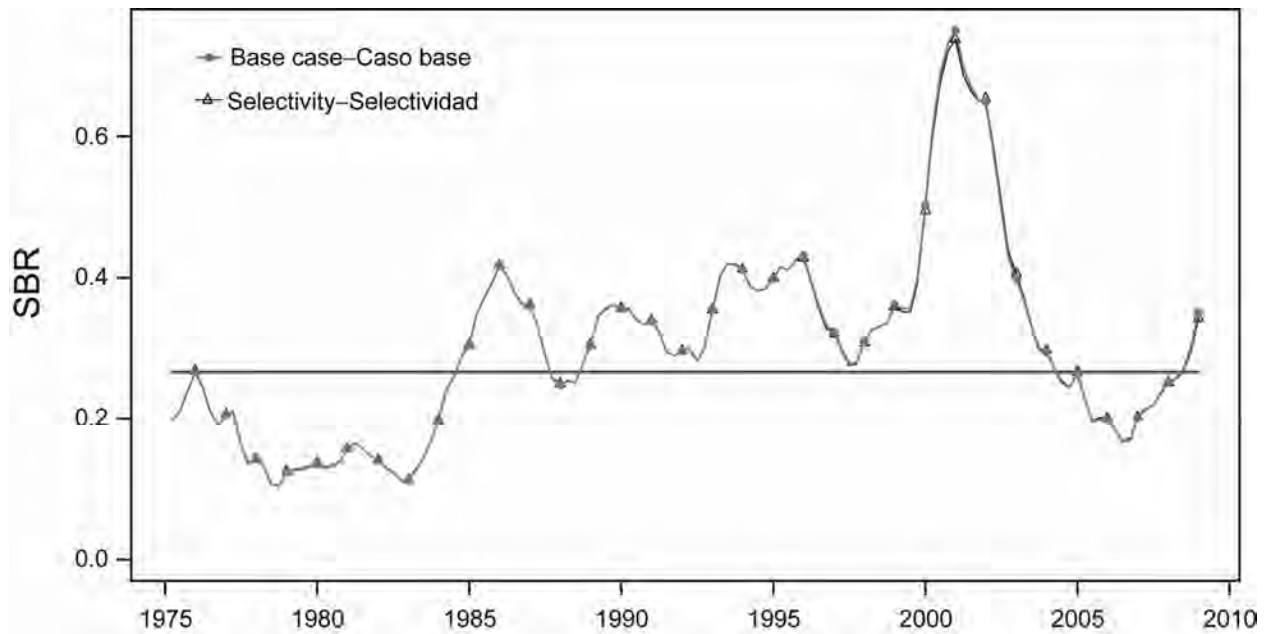


FIGURE G.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with the sensitivity analysis that has a change in selectivity for the floating-object fisheries. The horizontal lines, which overlap, represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA G.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base y del análisis de sensibilidad que incluye un cambio de selectividad en las pesquerías sobre objetos flotantes. Las líneas horizontales, que se solapan, representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

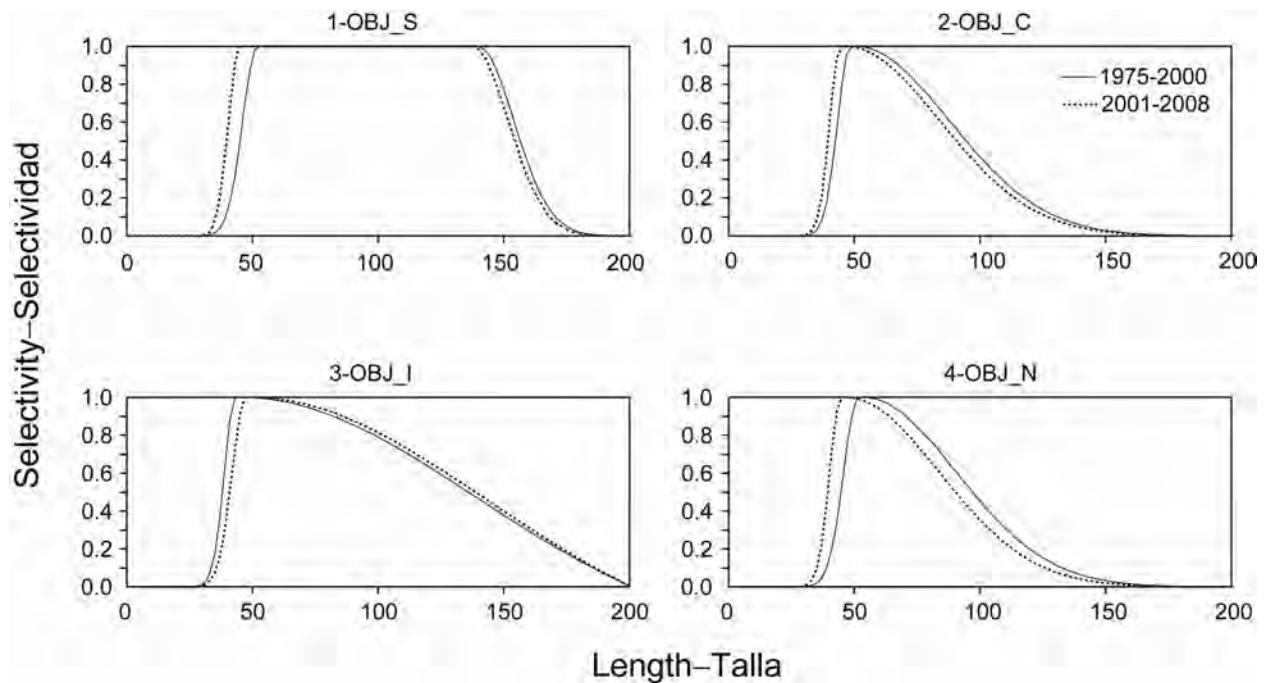


FIGURE G.4. Selectivity estimates for the floating-object fisheries from the sensitivity analysis that has a change in selectivity for the floating-object fisheries.

FIGURA G.4. Estimaciones de la selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes del análisis de sensibilidad que incluye un cambio de selectividad en las pesquerías sobre objetos flotantes.

APPENDIX H: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of yellowfin tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO H: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún aleta amarilla en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

TABLE H.1. Average annual fishing mortality rates for yellowfin tuna in the EPO.

TABLA H.1. Tasas de mortalidad por pesca anual media del atún aleta amarilla en el OPO.

Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.1689	0.6454	1.2983	1.3742	1.0340	0.8540	0.7847
1976	0.2485	0.7194	1.4502	1.6443	1.3597	1.2040	1.1440
1977	0.2479	0.8166	1.5497	1.7942	1.5715	1.4335	1.3766
1978	0.3594	0.9499	1.5175	1.6569	1.4123	1.2673	1.2076
1979	0.3236	0.9986	1.6636	1.8341	1.5705	1.4074	1.3387
1980	0.2694	0.8051	1.4041	1.5205	1.2263	1.0631	0.9988
1981	0.2924	0.8782	1.4158	1.5259	1.2710	1.1231	1.0626
1982	0.2667	0.7338	1.2520	1.3938	1.1808	1.0540	1.0018
1983	0.1461	0.4211	0.7901	0.9238	0.8154	0.7507	0.7248
1984	0.0920	0.3880	0.7147	0.7821	0.6444	0.5628	0.5291
1985	0.0759	0.4384	0.7979	0.8470	0.6851	0.5831	0.5393
1986	0.1379	0.5085	0.9915	1.0280	0.7625	0.6193	0.5632
1987	0.1559	0.6711	1.1739	1.2128	0.9504	0.7948	0.7294
1988	0.1802	0.7083	1.2707	1.3361	1.0515	0.8924	0.8287
1989	0.1413	0.5948	1.1328	1.2058	0.9453	0.7964	0.7358
1990	0.1561	0.5599	1.1991	1.3299	1.0575	0.9090	0.8515
1991	0.1396	0.5727	1.1117	1.2306	1.0181	0.8908	0.8380
1992	0.1058	0.5515	1.0580	1.1156	0.8671	0.7234	0.6644
1993	0.1770	0.5055	0.7646	0.8165	0.7034	0.6320	0.6011
1994	0.1385	0.4302	0.7903	0.8986	0.7795	0.7054	0.6744
1995	0.1426	0.4230	0.7368	0.7886	0.6383	0.5525	0.5178
1996	0.2018	0.5717	0.8349	0.8332	0.6610	0.5594	0.5163
1997	0.1802	0.5826	1.1670	1.2571	0.9679	0.8140	0.7548
1998	0.1774	0.5935	1.0002	1.0469	0.8343	0.7119	0.6616
1999	0.1769	0.5462	0.8481	0.8615	0.6763	0.5713	0.5283
2000	0.1128	0.3088	0.5718	0.6422	0.5425	0.4830	0.4586
2001	0.1661	0.4536	0.7381	0.7849	0.6476	0.5672	0.5338
2002	0.1443	0.5957	1.0630	1.1176	0.8867	0.7488	0.6911
2003	0.1892	0.7658	1.5996	1.7889	1.4561	1.2643	1.1872
2004	0.1920	0.6750	1.5187	1.8376	1.6236	1.4883	1.4329
2005	0.2268	0.8642	1.6662	1.8454	1.5222	1.3329	1.2555
2006	0.1809	0.6598	1.1639	1.2820	1.0833	0.9595	0.9068
2007	0.1616	0.5716	1.0214	1.1405	0.9762	0.8728	0.8288
2008	0.1395	0.4590	0.8377	0.8909	0.6995	0.5914	0.5479

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2008 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

1. Resumen.....	86
2. Datos	88
3. Supuestos y parámetros.....	91
4. Evaluación de la población	93
5. Condición de la población.....	102
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	105
7. Direcciones futuras.....	106
Figuras	23
Tablas.....	62
Anexos	66
Referencias.....	107

1. RESUMEN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo estadístico integrado por edad (*Stock Synthesis*, versión 3) para la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de atún aleta amarilla en el OPO. Este modelo es diferente de aquél usado en las evaluaciones previas. El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO. Los desplazamientos de aletas amarillas marcados suelen ser de centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto es consistente con las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera, que varían entre áreas. Es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de marcado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. La evaluación para 2009 es sustancialmente diferente de la de 2008 porque usa el programa *Stock Synthesis*, mientras que en las evaluaciones previas se usó el modelo A-SCALA. Las diferencias principales incluyen: el uso de un modelo por sexos, la inclusión de, la inclusión de índices de abundancia, en lugar del esfuerzo, y el uso de formas funcionales para la selectividad. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2008. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura de las pesquerías palangreras de China (2207), Taipei Chino (2005-2007) y Japón (2003-2007).

En general, el reclutamiento del atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. Este análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o tal vez tres, regímenes distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2006). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa; los regímenes de productividad mayor producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero la evidencia es débil, y es

probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes. Los reclutamientos mayores en 2007 y 2008 han causado un aumento de la biomasa en los últimos años.

El peso promedio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociadas del norte, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociadas del sur, asociadas con delfines, y de palangre. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada con delfines en la región sur capturan aletas amarillas de mayor tamaño y edad que las pesquerías asociadas con delfines del norte y costera.

Han sido estimados niveles importantes de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Son máximos para el aleta amarilla de edad mediana. A pesar que se consigue una captura mayor en la pesquería asociada con delfines que en las otras pesquerías, las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes y no asociadas tienen un impacto mayor sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla.

La biomasa estimada es significativamente menor que aquella estimada en la evaluación previa, lo cual indica que los resultados son sensibles a los cambios en la metodología de evaluación. Existe asimismo un gran patrón retrospectivo de sobreestimar el reclutamiento reciente. El patrón se debe a los datos de datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes. Estos, en combinación con los intervalos de confianza anchos de las estimaciones del reclutamiento reciente, indican que las estimaciones del reclutamiento reciente y la biomasa reciente son inciertas. Los resultados de la evaluación son asimismo particularmente sensibles al nivel de mortalidad natural supuesto del aleta amarilla adulto.

Históricamente, el SBR (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada, *reproductora biomasa ratio* en inglés) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1975-1983 correspondiente al régimen de productividad baja, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2004-2007). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión a un régimen de reclutamiento intermedio. Es posible que los dos distintos regímenes de reclutamiento soporten dos distintos niveles de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2009 es superior al nivel correspondiente al RMS. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de aquéllos que soportarían el RMS (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Los cálculos de RMS indican que, al menos teóricamente, las capturas podrían ser incrementadas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia el palangre y los lances de cerco sobre aleta amarilla asociados con delfines. Esto incrementaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto nivel correspondiente al RMS.

El SBR correspondiente al RMS disminuyó sustancialmente con respecto a la evaluación previa, lo cual indica que los resultados son sensibles al cambio en la metodología, específicamente al método usado para modelar la selectividad. No obstante, el SBR relativo al SBR correspondiente al RMS y el multiplicador de F (mortalidad por pesca) son similares a aquéllos de la evaluación previa.

Si se supone una relación población-reclutamiento, las perspectivas son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor de la mortalidad natural adulta, el método usado para modelar la selectividad, y la talla supuesta de la edad máxima modelada (29 trimestres).

Con los niveles recientes de mortalidad por pesca (2006-2008), se predice que la biomasa reproductora

disminuirá ligeramente, pero permanecen por encima del nivel correspondiente al RMS. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente de aquélla con el esfuerzo actual y produce capturas ligeramente mayores.

Resultados clave

1. Las estimaciones de las cantidades de ordenación clave son similares a aquéllas de las evaluaciones previas.
2. El SBR correspondiente al RMS es sustancialmente inferior a aquéllos de las evaluaciones previas, y se atribuye la reducción al nuevo método para modelar la selectividad.
3. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa, y existen patrones retrospectivos de sobreestimar el reclutamiento reciente.
4. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son cercanas a aquéllas correspondientes al RMS.
5. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
6. Hubo dos, o posiblemente tres, distintos regímenes de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente del régimen de productividad alta a uno de productividad intermedia.
7. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.
8. Los resultados son sensibles a la mortalidad natural supuesta para el aleta amarilla adulto, el método usado para modelar la selectividad, y la talla supuesta de los peces de mayor edad.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, índices de abundancia, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2008, más datos biológicos, para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2008, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 15 de abril de 2009. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación de la población de atún aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre atunes asociados con objetos flotantes, no asociados, y asociados con delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra su extensión espacial y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías para que, con el tiempo, ocurran pocos cambios en la composición por tamaño de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 13-14, y 16) y lances sobre mezclas de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y plantados (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Capturas

Para realizar la evaluación de la población de atún aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías descritas en la Sección 2.1 y presentadas en la Tabla 2.1. “Descargas” significa captura descargada en un año dado, aun si el pescado no fue capturado en ese año. La captura capturada en un año dado y que no es descartada en el mares denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura”

para reflejar la captura total (descartes más captura retenida) o la captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los tres tipos de datos para evaluar la población de aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-9 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 13-16 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Tabla 2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos de captura nuevos y actualizados de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se usaron para las pesquerías de superficie datos de captura nuevos de 2008, y datos actualizados de años anteriores.

Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Comparaciones de las estimaciones de captura de diferentes fuentes señalan diferencias consistentes entre los datos de las enlatadoras y las descargas y los resultados del muestreo de composición por especies. La comparación de los dos conjuntos de resultados es compleja, ya que los datos de enlatadoras y descargas son tomados a nivel de viaje, mientras que las muestras de composición por especie son tomadas a nivel de bodega, y representan solamente un pequeño subconjunto de los datos. Las diferencias en las estimaciones de captura podrían ser debidas a las proporciones de atunes pequeños en la captura, diferencias en la identificación del pescado en las enlatadoras, o hasta a sesgos introducidos en el algoritmo de composición por especies al determinar la composición por especies en estratos para los cuales no se dispone de muestras de composición por especie. En la presente evaluación, calculamos factores de escala medios trimestrales y por pesquería para 2000-2005 y los aplicamos a las estimaciones de enlatadoras y descargas de 1975-1999. Harley y Maunder (2005) compararon las estimaciones de captura de patudo obtenidas del muestreo de capturas con las estimaciones de captura obtenidas de datos de enlatadoras.

Se incorporaron también en la evaluación actual actualizaciones y nuevos datos de captura de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12). En particular, se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de China (2007), Taipei Chino (2005-2007) y Japón (2003-2007).

No se dispuso de una proporción sustancial de los datos de captura palangrera en 2008, por lo que se fijaron las capturas de las pesquerías de palangre en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos iguales, por país, a las capturas del último año para el cual se dispuso de datos.

En las Figuras 2.2a y 2.2b se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2008. Cabe destacar que existían pesquerías sustanciales de superficie y palangreras de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957; Matsumoto y Bayliff 2008). La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2001. Una característica principal de las tendencias de la captura es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros sobre objetos flotantes, especialmente los plantados en las Pesquerías 1 y 2, pero esto es una porción relativamente pequeña de la captura total.

Aunque los datos de captura en la Figura 2.2a están expresados en peso, se usaron capturas en número de peces para tomar en cuenta la mayoría de las capturas palangreras de aleta amarilla en la evaluación de las poblaciones.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta

amarilla de sus capturas debido a ineficacias en el proceso de pesca (cuando la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de aleta amarilla descartada con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003a). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla.

Se añaden a las capturas retenidas estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes debidos a ineficacias antes de ese año. Hay períodos para los cuales los datos de observadores son insuficientes para estimar los descartes, en cual caso se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar las capturas como pesquerías separadas (Pesquerías 13-16), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad. Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

En la Figura 2.4c se presentan series de tiempo de los descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes. Tal como se ilustra en la Figura 2.2c, ocurrió una reducción de las tasas de captura incidental a partir de aproximadamente 2001, posiblemente como consecuencia de una serie de resoluciones sobre la retención de la captura incidental para los años 2001-2007. Durante 2008 no hubo una resolución sobre retención en vigor, pero las tasas de captura incidental siguen bajas. Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12).

2.3. Índices de abundancia

Se derivaron índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías de cerco y palangres. Se añadieron datos de esfuerzo de pesca y captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-9) nuevos para 2008 y actualizados de años anteriores. Se dispone de datos de captura y esfuerzo nuevos o actualizados de las pesquerías de palangre japonesas (2005-2007). En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias de la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por 11 de las 16 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO; se excluyen de la figura las pesquerías de caña y cuatro de las pesquerías de descarte.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco fue calculada como la captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca con el número de lances por tipo de lance (Maunder y Watters, 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2007) de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12). Se usó un modelo lineal generalizado logarítmico delta, en el que las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder 2006).

En la Figura 4.1 se presenta la serie de tiempo de CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia que fueron considerados apropiados para uso en la evaluación fueron aquéllos de las Pesquerías 5 y 6 (lances de cerco sobre atunes no asociados), 7 y 8 (lances de cerco sobre atunes aleta amarilla asociados con delfines), y 12 (la pesquería de palangre del sur). Las pesquerías excluidas fueron considerados inapropiadas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas, altamente variables, o tuvieron datos de frecuencia de talla variables y no son considerados representativos de la abundancia

del aleta amarilla.

2.4. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan aún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 4.2 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1, y en las Figuras 4.2b-4.2e la variación temporal. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillos capturados por cada pesquería. En general, los aletas amarillos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquellos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. Se incluyeron datos de frecuencia de talla de la captura cerquera nuevos de 2008.

Se incluyeron datos nuevos de frecuencia de talla de 2007-2008 de la flota japonesa de palangre. No se usaron en la evaluación datos de composición por talla de las otras flotas palangreras.

2.5. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación estimaciones de talla por edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media por edad para un análisis de sensibilidad al crecimiento. Los datos de Wild consistieron en las edades, basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y tallas de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm.

Datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998) fueron integrados en el modelo de evaluación de la población para producir información sobre la mortalidad natural por sexo para un análisis de sensibilidad que investiga la capacidad de estimar la mortalidad natural del aleta amarilla adulto por sexo. Los datos comprenden 8.065 aletas amarillas capturados por buques de cerco entre octubre de 1987 y septiembre de 1989.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se usa la curva de crecimiento de Richards para representar el crecimiento en el modelo de evaluación del aleta amarilla (Figura 3.1). Se toman los parámetros del modelo de la evaluación del año previo, y se basan en el ajuste de los datos de Wild (1986).

La talla asintótica esperada (L_{∞}) no puede ser estimada de forma fiable a partir de datos, tales como aquellos de Wild (1986), que no incluyan muchos peces viejos, pero Hoyle y Maunder (2007) descubrieron que los resultados no eran sensibles al valor de L_{∞} .

Se supone que el coeficiente de variación de la talla por edad es constante, y es tomado de la evaluación del año previo.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Wild (1986), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

Un conjunto inédito más extenso de datos de talla y peso produce una relación ligeramente diferente, pero el incluir este conjunto alternativo de datos en el modelo de evaluación produce resultados esencialmente idénticos.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

El modelo *Stock Synthesis* permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt

(1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación. Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño de la población reproductora al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño de la población reproductora. Al igual que en las evaluaciones previas, la evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. Se investiga la influencia de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Hennemuth (1961) reportó que hay dos picos de desove de aleta amarilla en el OPO, pero en el presente estudio se supone que el reclutamiento puede ocurrir más de dos veces al año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998).

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación población-reclutamiento. Se usa este supuesto para penalizar los desvíos temporales del reclutamiento. Se supone que el logaritmo de los desvíos trimestrales del reclutamiento está distribuido normalmente, con una desviación estándar de 0,6.

El reclutamiento es modelado a edad cero en *Stock Synthesis*. Las evaluaciones previas lo modelaron a una edad de 2 trimestres. Se usa la edad cero para comodidad y la intención no es que la mortalidad natural supuesta para las edades no vulnerables a las pesquerías represente la mortalidad natural real y escala el reclutamiento en edad cero de forma solamente arbitraria. Por lo tanto, el nivel supuesto de mortalidad natural para esas edades no impacta los resultados de la evaluación.

Se estima el potencial de desove de la población a partir del número de hembras maduras, ajustado por la fecundidad por camada y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada; SBR, de *reproductora biomasa ratio*). En la Figura 3.2 se ilustra la fecundidad relativa por edad.

3.1.3. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla dentro del OPO es resumida por Maunder y Watters (2001) y Schaefer *et al.* (2007) presentan los resultados de investigaciones más recientes. Descubrieron que los desplazamientos de atunes aleta amarilla liberados frente al sur de Baja California, incluyendo aquéllos en libertad más de un año, están confinados geográficamente. Por lo tanto, se esperaría que el nivel de mezcla entre esta zona y otras en el OPO fuera muy bajo. Este resultado es consistente con los resultados de varios estudios de marcado (convencionales y archivadores) de atunes tropicales en el Pacífico. Esto indica que controles de esfuerzo o captura aplicados pesquerías enteras probablemente no serán efectivas para prevenir mermas locales de estas poblaciones (Schaefer *et al.* 2007). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no afectan los resultados de la evaluación, pero en vista de los resultados de Schaefer *et al.* (2007), se debería considerar una investigación a escala espacial más fina o de subpoblaciones separadas.

3.1.4. Mortalidad natural

Para la presente evaluación de la población, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que se hizo en evaluaciones previas, en las cuales se supuso que la M de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999: 233). Se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y M es diferente para los dos sexos. En la Figura 3.3 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación de la población. Se estimaron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos, ajustando los datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998), y comparando los

valores con aquéllos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2001). Maunder y Watters (2001) describen en detalle la forma de estimar la tabla de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

3.1.5. Estructura de la población

Se ha estudiado el intercambio de aleta amarilla entre el OPO y el Pacífico central y occidental mediante el análisis de datos sobre marcado, características morfométricas, capturas por unidad de esfuerzo, tamaño del pescado capturado, etc. (Suzuki *et al.* 1978), y parece que la mezcla de peces entre el OPO y las zonas más al oeste no es extensa. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación, se supone que existe una sola población, con poca o ninguna mezcla con las poblaciones del Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

El reclutamiento del aleta amarilla en el OPO suele ser mayor después de eventos de El Niño (Joseph y Miller 1989). Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder y Watters 2001, 2002; ver descripción de la metodología en Maunder y Watters 2003b). Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en modelos de evaluación previos, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales. Maunder (2002a) correlacionó el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación; como candidatos de variable, usó la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1° x 1° con TSM media $\geq 24^{\circ}\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al período de cría. Sin embargo, no se descubrió ninguna relación con estas variables. No se efectuó una investigación usando variables ambientales en esta evaluación.

En evaluaciones previas se supuso también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. No obstante, se descubrió que solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur fue significativa. Por lo tanto, debido al uso de CPUE palangrera estandarizada, no se investigaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad en esta evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usa el modelo *Stock Synthesis* (Methot 2005, 2009) por primera vez para evaluar la condición del atún aleta amarilla en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos distintos de datos) estructurado por edad. El modelo usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población.

Se usó el modelo A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001), y se modificó y usó para las evaluaciones subsiguientes. El modelo es ajustado a los datos observados (índices de abundancia relativa basados en CPUE y composiciones por tamaño) con el conjunto de dinámica poblacional y parámetros de pesca maximice una verosimilitud penalizada (para los desvíos temporales del reclutamiento), dada la cantidad de captura realizada por cada pesquería. En la Sección 3 se describen muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. Los atunes aleta amarilla son reclutados a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) un trimestre después del desove, y estas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que crecen los aletas amarillas, se hacen más vulnerables a las pesquerías 6, 9, 11, y 12, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes (o sea, se supone una selectividad asintótica).
3. Los datos de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), asociados con delfines en el sur (Pesquería 9), la pesquería de caña (Pesquería 10), la pesquería de palangre en el norte (Pesquería 11), y las pesquerías cuya captura está compuesta por los descartes de la clasificación (Pesquerías 13-16) brindan relativamente poca información sobre los niveles de biomasa, porque no dirigen su esfuerzo al aleta amarilla o hay demasiada variabilidad en la pesquería. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia. Las series de tiempo de CPUE ajustadas en la evaluación son series de las pesquerías 5, 6, 7, 8, y 12.
4. Los datos de la pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9), la pesquería de caña (Pesquería 10), y la pesquería de palangre en el norte (Pesquería 11) son considerados demasiado variables, por lo que se supone que sus curvas de selectividad son iguales a aquéllas de otras pesquerías (Pesquerías 12, 3, y 12, respectivamente) y sus datos de composición por tamaño no son ajustados en el modelo.

Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2009 (desvíos del reclutamiento medio y reclutamiento trimestral);
2. capturabilidad y desviación estándar de la función de verosimilitud de las cinco series de tiempo de CPUE que son usadas como índices de abundancia;
3. curvas de selectividad para 9 de las 16 pesquerías (la Pesquería 10 refleja la selectividad de la Pesquería 3, las Pesquerías 9 y 11 reflejan la selectividad de la Pesquería 12, y las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población (reclutamiento con retrasos, mortalidad por pesca inicial, y desvíos de las edades de 1 a 16 trimestres);

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de atún aleta amarilla en el OPO:

1. fecundidad de hembras por edad (Figura 3.2);
2. mortalidad natural por edad (Figura 3.3);
3. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
4. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base);
5. talla media por edad (Sección 3.1.1, Figura 3.1);
6. parámetros de un modelo lineal que relaciona el coeficiente de variación de la talla por edad con la edad.

Las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones fueron computadas con base en las tasas de mortalidad por pesca medias de tres años, por arte, de 2006-2008. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del año más reciente (2008) en la estimación de la tasa de mortalidad por pesca media de tres años. Para este propósito, se usó en los cálculos una tasa de mortalidad por pesca media de dos años (2006-2007).

Hay incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación de la población no representa perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre como intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza y CV fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, estos valores podrían subestimar el nivel de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual. Se investigan fuentes adicionales de incertidumbre en siete análisis de sensibilidad.

1. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento: La evaluación de caso base incluyó el supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad.
2. Sensibilidad a los datos usados en el modelo: Al igual que en la evaluación previa, el modelo es ajustado a los datos de CPUE para todas las pesquerías y años (excepto las pesquerías cañeras y de descarte), los datos de frecuencia de talla de todas las pesquerías y años, y se estima una selectividad asintótica para la pesquería asociada con delfines del sur y la pesquería de palangre del norte. Sin embargo, por contraste con la evaluación previa, las desviaciones estándar de las funciones de verosimilitud de los datos de CPUE fueron estimadas, y por lo tanto la ponderación de los datos de CPUE en el modelo son diferentes que aquella de la evaluación previa.
3. Sensibilidad a la mortalidad natural del aleta amarilla maduro: Se estiman las tasas de mortalidad natural de las hembras maduras y los machos maduros. Se incluyeron en el modelo datos sobre las proporciones por sexo para producir información sobre la diferencia de la mortalidad natural entre los sexos. La mortalidad natural fue parametrizada, usando un bastón roto (*broken stick*) de cinco parámetros con las edades de los puntos de corte fijadas y los parámetros de la edad inicial y los dos primeros puntos de corte fijados. El parámetro del tercer punto de corte fue estimado, y se permitió que fuera diferente para cada sexo. El valor de la edad mayor fue fijado igual al valor del tercer punto de corte.
4. Sensibilidad a las curvas de selectividad: Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar la diferencia entre las parametrizaciones de la selectividad usadas en la evaluación actual y en la evaluación previa. La selectividad fue parametrizada con un parámetro para cada edad que era un retraso exponencial de la edad previa. Se aplicó una distribución previa con una desviación estándar de 0,4 a los parámetros para suavizar la curva de selectividad. La curva de selectividad de la pesquería de palangre del sur no fue cambiada, y permaneció asintótica. Las curvas de selectividad de las pesquerías 9, 10, y 11 fueron estimadas, y el modelo fue ajustado a sus datos de frecuencia de talla. Se forzó a la selectividad a cero en edades mayores para muchas de las pesquerías, al igual que en las evaluaciones previas.
5. Sensibilidad a la talla de edad máxima (29 trimestres) en el modelo: Se fija la talla máxima en 175 cm, y se estiman los tres demás parámetros de la ecuación de crecimiento de Richards. Se ajusta el modelo a los datos de edad de otolitos condicionado por talla.
6. Sensibilidad a la exclusión de los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes del análisis: En este análisis de sensibilidad, se fijan las curvas de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) iguales a la curva de selectividad estimada para la pesquería de cerco del norte sobre atunes no asociados (Pesquería 5).
7. Sensibilidad a la inclusión de un cambio en la selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes a partir de 2001, debido a la Resolución C-00-08, que prohibió el descarte de atún aleta amarilla resultante de la clasificación por tamaño. Los valores estimados de los parámetros del

extremo izquierdo y el pico de la curva de selectividad para los períodos de 1975-2000 y de 2001-2008 fueron diferentes.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación se describen los resultados de la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, el reclutamiento en los últimos años, y la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Hay variación en la mortalidad por pesca ejercida causada por las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO, con una mortalidad por pesca mayor antes de 1984, durante el régimen de productividad baja (Figura 4.3a) y desde 2003. La mortalidad por pesca cambia con la edad (Figura 4.3b); la mortalidad por pesca es máxima para los peces de edad media. Ocurre un pico alrededor de las edades de 14-15 trimestres, que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con delfines y no asociado (Figuras 4.3b, 4.3c, y 4.4). La mortalidad por pesca de peces jóvenes no ha aumentado mucho a pesar del aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figuras 4.3b y 4.3c).

Las tasas de mortalidad por pesca varían con el tiempo porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan aleta amarilla de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). Se trató el primer efecto (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3).

Se estiman curvas de selectividad para 9 de las 16 pesquerías definidas en la evaluación de la población de aleta amarilla (Figura 2.1), y se ilustran en la Figura 4.4. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes suelen seleccionar aletas amarillas pequeños, excepto en la pesquería del sur, que captura peces más grandes (Figura 4.4, Pesquerías 1-4). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados en el norte seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (Figura 4.4, Pesquería 5). Los lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla no asociados en el sur y sobre aletas amarillas asociados con delfines seleccionan principalmente peces grandes (Figura 4.4, Pesquerías 6-8). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente individuos más grandes (Figura 4.4, Pesquería 12). Las curvas de selectividad de la pesquería asociada con delfines del sur, la pesquería de caña, y pesquería de palangre del norte no fueron estimadas, y reflejaron otras pesquerías (Figura 4.4).

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de peces de edad 2-4 trimestres (Pesquerías 13-16).

4.1.2. Reclutamiento

Dentro del rango de las biomásas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.9b, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6). La relación aparente entre la biomasa reproductora y el reclutamiento se debe a un cambio aparente de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa reproductora. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento superior al promedio está relacionado con biomasa reproductora superior al promedio y reclutamiento inferior al promedio con biomasa reproductora inferior al promedio.

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt (1957) en 0,75 (Anexo A). Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotada. Con la información actualmente disponible, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos cuanto menos igual de verosímil que un efecto del tamaño de población sobre el reclutamiento. En la Sección 4.3 se describen los resultados cuando se usa una relación población-reclutamiento.

En las Figuras 4.7a y 4.7b se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 los reclutamientos totales anuales estimados. Se estimó que la cohorte grande puesta en el primer trimestre de 1998 es la cohorte más fuerte del período de 1975-2008. Se estimó un período sostenido de reclutamiento alto desde 1999 hasta el comienzo de 2002. Se estimó un reclutamiento grande para el primer trimestre de 2007.

Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas, es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del segundo trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, consistentemente mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.9a). Hay una indicación que los reclutamientos de 2002-2006 fueron bajos, en niveles similares a aquéllos anteriores a 1983, indicando tal un régimen de productividad más bajo.

Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figuras 4.7a y 4.7b). Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.8). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

4.1.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de tres trimestres o más de edad. En la Figura 4.9a se ilustran las tendencias en la biomasa de aleta amarilla en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Entre 1975 y 1983 la biomasa estuvo en niveles bajos; luego aumentó rápidamente durante 1983-1985, permaneció relativamente constante durante 1986-1999, volvió a aumentar rápidamente, alcanzando un pico en 2001, pero para 2006 disminuyó a niveles similares a aquéllos antes de 1984. La biomasa ha crecido en los últimos años a niveles similares a aquéllos de 1986-1999.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos de todos los peces en la población. En la Figura 4.9b se ilustra la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones del SBR (definido en la Sección 3.1.2) al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican que son bastante precisas.

Parece que las tendencias en la biomasa reproductora del aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Se usa un análisis de simulación para ilustrar la influencia de la pesca y el reclutamiento sobre las tendencias de la biomasa reproductora (Maunder y Watters 2001). En la Figura 4.10b se ilustran las trayectorias del índice de biomasa reproductora simulada con y sin pesca. La gran diferencia entre las dos trayectorias indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO (Figura 4.10a). El gran aumento de la biomasa reproductora durante 1983-1984 fue causado inicialmente por un aumento en el tamaño medio (Anónimo 1999), seguido por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa reproductora aumentar más durante 1986-1990.

En las Figuras 4.10b y 4.10c se ilustra el impacto de cada tipo de pesquería principal sobre la población de aleta amarilla. Las estimaciones de del índice de biomasa reproductora en ausencia de pesca fueron computadas de la forma descrita, y luego se estimó la trayectoria de la biomasa fijando el esfuerzo de

cada grupo de pesquerías a su vez a cero. Se deriva el impacto sobre la biomasa reproductora de cada grupo de pesquerías en cada intervalo de tiempo como esta trayectoria del índice de biomasa reproductora menos la trayectoria del índice de biomasa reproductora cuando todas las pesquerías están activas. Cuando se suman los impactos de las pesquerías individuales calculados con este método, son mayores que el impacto combinado calculado para cuando todas las pesquerías están activas, por lo que se escalan los impactos de tal forma que la suma de los impactos individuales equivalga al impacto estimado cuando todas las pesquerías están activas. A pesar que se consigue una captura mayor en la pesquería asociada con delfines que en las otras pesquerías, las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes y no asociadas tienen un impacto mayor sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10 a 15 kg durante la mayor parte del período de 1975-2008, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figura 4.11). El peso medio fue alto durante los períodos de 1975-1977, 1985-1992, y 2001-2004, cuando la captura de las pesquerías sobre delfines fue mayor (Figura 2.3). El peso medio l aleta amarilla capturado por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.11). El peso medio más bajo es producido por las pesquerías sobre objetos flotantes y de caña, seguidas por las pesquerías no asociadas, luego las pesquerías asociadas con delfines, y por último las pesquerías de palangre. El peso medio capturado también varía dentro de estos grupos de pesquerías, tal como lo indican las curvas de selectividad (Figura 4.4).

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

La talla media por edad supuesta en el modelo corresponde bien con los datos de edad por talla de los otolitos, pero la variación supuesta de la talla por edad es mucho más amplia que lo indicado por los datos de otolitos (Figura 3.1). La variación más estrecha de la talla por edad observada en los datos de otolitos podría deberse a las características temporal y espacial limitadas de los datos.

La proporción de hembras predicha por el modelo disminuye a una edad más temprana que lo indicado por los datos de otolitos (Figura C.5).

4.3. Diagnósticos

Se presentan los diagnósticos del modelo como gráficos de residuales y análisis retrospectivo.

4.3.1. Gráficos de residuales

En la Figura 4.2j se presentan los ajustes del modelo a los datos de CPUE de diferentes pesquerías. El modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de las pesquerías de cerco asociada con delfines y de palangre del sur. Sin embargo, el pico en 2001 es predicho demasiado temprano en la primera y demasiado tarde en la segunda. Los ajustes a la serie de datos de CPUE de las pesquerías de cerco no asociadas son menos satisfactorios. La capacidad del modelo de ajustarse a los distintos conjuntos de datos de CPUE es asimismo ilustrado en las estimaciones de las desviaciones estándar de las funciones de verosimilitud. Indican que los mejores ajustes son a las CPUE de las pesquerías de cerco asociadas con delfines. El modelo también corresponde bien con la CPUE de la pesquería sobre objetos flotantes del sur, que no es ajustada explícitamente en el modelo.

Se presentan gráficos de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.2f-i). Los círculos grises y negros representan observaciones que son menores y mayores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales. Los residuales muestran varias características importantes. El modelo subestima los peces grandes y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes. A la inversa, subestima los peces medianos en la pesquería de palangre del sur. Existen patrones de residuales sustanciales en el caso de la pesquería de cerco asociada con delfines del sur y la pesquería de caña, pero se espera esto

	Pesquería	Desviación estándar	Usada
1	Objeto flotante del sur	0,37	No
2	Objeto flotante central	0,47	No
3	Objeto flotante costera	0,75	No
4	Objeto flotante del norte	0,41	No
5	No asociada del norte	0,56	Sí
6	No asociada del sur	0,66	Sí
7	Delfines del norte	0,37	Sí
8	Delfines costera	0,34	Sí
9	Delfines del sur	0,60	No
11	Caña	n/a	No
11	Palangre del norte	0,83	No
12	Palangre del sur	0,47	Sí

porque las curvas de selectividad son reflejadas con otras pesquerías y el modelo no está ajustado a sus datos de captura por talla. Para todas las pesquerías, el modelo se ajusta a los datos de frecuencia de talla mejor que el tamaño de muestra supuesto usado en el modelo, hasta las pesquerías cuyos datos de frecuencia de talla no están explícitamente ajustados en el modelo.

La aparición, desaparición, y reaparición subsiguiente de cohortes fuertes en los datos de frecuencia de talla es un fenómeno común para el aleta amarilla en el OPO. Esto podría indicar un desplazamiento espacial de las cohortes o del esfuerzo de pesca, limitaciones en el muestreo de la frecuencia de talla, o fluctuaciones en la capturabilidad de los peces. Bayliff (1971) observó que grupos de peces marcados

	Pesquería	Tamaño efectivo medio de la muestra	Tamaño medio de la muestra entrada	Usada
1	Objeto flotante del sur	41	17	Sí
2	Objeto flotante central	38	18	Sí
3	Objeto flotante costera	26	13	Sí
4	Objeto flotante del norte	68	13	Sí
5	No asociada del norte	67	26	Sí
6	No asociada del sur	41	21	Sí
7	Delfines del norte	123	31	Sí
8	Delfines costera	136	30	Sí
9	Delfines del sur	51	8	No
11	Caña	12	12	No
11	Palangre del norte	40	2	No
12	Palangre del sur	111	33	Sí

también han desaparecido y luego han reaparecido en esta pesquería, y lo atribuyó a fluctuaciones de la capturabilidad.

4.3.2. Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo descubrir insuficiencias en el método de evaluación. En las Figuras 4.12a y 4.12b se ilustra la biomasa estimada y el SBR (definido en la Sección 3.1.2) de las evaluaciones previas y la evaluación actual. Sin embargo, los datos y la metodología de las distintas evaluaciones son diferentes, por que diferencias serían de esperar. Las estimaciones de la evaluación actual de la biomasa (Figura 4.12a) y el índice de biomasa reproductora (Figura 4.12b) son mucho más bajas que en la evaluación previa. No obstante, las tendencias son similares. Las tendencias del reclutamiento relativo son similares a la evaluación previa (Figura 4.12c).

Una comparación de las evaluaciones previas señaló una tendencia a sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes.

Normalmente se realizan los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método de evaluación de población ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. Se puede usar el análisis retrospectivo para determinar si existen patrones consistentes en las estimaciones. Estos patrones son a menudo considerados como sesgos al suponer que las estimaciones son más precisas si se incluyen más años de datos en el análisis, pero en realidad señalan solamente una especificación errónea en el modelo, ya que es posible que las estimaciones estén sesgadas cuando se añaden años adicionales de datos a los análisis, según la especificación errónea en el modelo. El análisis retrospectivo indica una tendencia a sobreestimar la fuerza de los reclutamiento recientes (Figura 4.14b), y por consiguiente la abundancia reciente y proyectada (Figuras 4.14a y 4.14c). La exclusión de los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) de los análisis elimina este patrón retrospectivo (Figuras F.1-F.3), lo cual indica que los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes son inconsistentes con los datos de composición por tamaño de las otras pesquerías a edades mayores. La Resolución C-00-08 prohibió los descartes de atún aleta amarilla por motivo de tamaño, lo cual cambió las curvas de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes en 2001 (Figura G.4), y podría potencialmente causar el patrón retrospectivo, pero la incorporación de esto en la evaluación de la población no eliminó el patrón retrospectivo (Figura G.1-G.3).

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizaron siete análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (Anexo A), la inclusión de todos los datos (Anexo B), mortalidad natural (Anexo C), selectividad (Anexo D), crecimiento (Anexo E), exclusión de los datos de composición por tamaño sobre objetos flotantes (Anexo F), y un cambio en la selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes a partir de 2001 (Anexo G).

1. El análisis del caso base no supuso ninguna relación población-reclutamiento, y un análisis alternativo con la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% de aquél de una población no explotada. Al igual que en evaluaciones previas, el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación. No obstante, tal como se comentó, el cambio de régimen podría también explicar el resultado, ya que el período de reclutamiento alto está asociado con una biomasa reproductora alta, y viceversa. Con la inclusión de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación (h) = 0,75), la biomasa estimada (Figura A1.1) y el reclutamiento (Figura A1.2) son casi idénticos a los de la evaluación del caso base.
2. La biomasa estimada (Figura B.1) y el reclutamiento relativo (Figura B.2) del análisis de sensibilidad que incluye todos los datos (de composición por tamaño y de CPUE para todas las pesquerías excepto las de descarte y la CPUE de pesquería de caña) en el modelo son similares a aquéllos del caso base.
3. El modelo que estima la mortalidad natural del aleta amarilla maduro produce un ajuste sustancialmente mejor a los datos con un reducción en el negativo del logaritmo de la verosimilitud de 46 unidades para dos parámetros adicionales. La biomasa estimada es mucho mayor que aquélla del caso base (Figura C.1). El reclutamiento relativo es similar a aquél del caso base (Figura C.2). Se estimó que la mortalidad natural es ligeramente mayor para las hembras adultas, pero se estimó también que aumenta sustancialmente para los machos.
4. Si se usa una selectividad por edad, la abundancia estimada (Figura D.1) y el reclutamiento (Figura D.2) son similares al caso base, pero el SBR correspondiente al RMS es sustancialmente mayor

(Tabla 5.1 y Figura D.3). Las curvas de selectividad por edad estimadas presentan picos alrededor de los 10-15 trimestres, similares a aquéllos estimados en la evaluación previa (Figura D.4).

5. El modelo que fija la talla de edad máxima en 175 cm produce un mejor ajuste a los datos de frecuencia de talla, pero un peor ajuste a los datos de CPUE, pero el logaritmo negativo total de la verosimilitud no puede ser comparado debido a los datos adicionales de proporciones de sexos. No obstante, la eliminación del componente de datos de otolitos del logaritmo negativo de la verosimilitud indica que la talla menor de edad máxima se ajusta mejor a los otros datos. La biomasa estimada es moderadamente mayor que aquélla del caso base (Figura E.1), y el reclutamiento relativo es similar a aquél del caso base (Figura E.2).
6. La exclusión del análisis de los datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes tiene muy poco impacto sobre los resultados, excepto que reduce las estimaciones más recientes de reclutamiento y biomasa (Figuras F.1-F.3). No obstante, elimina el patrón retrospectivo de reclutamiento y biomasa recientes que se estiman ser mayores cuando los datos recientes son excluidos del análisis (Figuras F.4-F.6).
7. La inclusión de un cambio en la selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes a partir de 2001 tiene un impacto insignificantes sobre los resultados (Figuras G.1-G.3), a pesar del mejor ajuste a los datos que representa una reducción en el logaritmo negativo de la verosimilitud. Las selectividades de tres de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes capturan más aletas amarillas pequeños después de la adopción de la resolución, tal como se esperaría debido a la prohibición de los descartes de peces pequeños (Figura G.4). No obstante, debido a la implementación de las curvas de selectividad en la evaluación del modelo, esto causa también una reducción de la selectividad de los aletas amarillas grandes.

Varios otros análisis de sensibilidad han sido realizados en evaluaciones previas del atún aleta amarilla. Un aumento del tamaño de la muestra de las frecuencias de talla basado en una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo produjo resultados similares, pero con intervalos de

	Caso base	Análisis de sensibilidad						
		1	2	3	4	5	6	7
Total	7248.64	7242.74	8238.06	7202.12	7776.94	7286.35	5257.32	7198.88
Índice de abundancia	-181.52	-182.33	-222.80	-164.83	-202.26	-179.59	-201.96	-184.60
Composición por talla	7433.90	7434.62	8465.17	7349.04	7979.78	7355.15	5468.39	7387.08
Otolitos	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	108.41	0.00	0.00
Reclutamiento	-3.75	-9.57	-4.57	1.69	-0.84	2.37	-9.36	-3.85
Proporción de sexos	0.00	0.00	0.00	15.97	0.00	0.00	0.00	0.00
1. Relación población-reclutamiento, $h = 0.75$								5. Crecimiento
2. Todos los datos								6. Sin datos de composición por tamaño
3. Mortalidad natural de aleta amarilla maduro								7. Cambio de selectividad
4. Selectividad por edad								

confianza más estrechos (Maunder y Harley 2004). El uso de datos de enlatadora y descargas para estimar la captura de la pesquería de superficie y distintos tamaños de las penas de suavidad de selectividad (si se fijan en valores realistas) produjeron resultados similares (Maunder y Harley 2004). Los resultados no fueron sensibles al valor del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards ni a la función de vínculo usada en la estandarización del modelo lineal general (MLG) de los datos de esfuerzo palangrero (Hoyle y Maunder 2007).

4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

En general, el reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha

pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad del reclutamiento (1975-1982, 1984-2002, y 2003-2006). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de productividad alto producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y es probablemente un artefacto de los cambios aparentes de régimen. Los reclutamientos grandes en 2007 y 2008 han causado un aumento de la biomasa en los últimos años.

El peso medio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y cañera capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías de cerco no asociada del sur y asociada con delfines y palangreras. Las pesquerías de palangre y de cerco asociada con delfines en la región del sur capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías de cerco asociadas con delfines del norte y costera.

Han sido estimados niveles significativos de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO, con los niveles más altos correspondientes a peces de edad mediana. A pesar que la captura es mayor en la pesquería asociada con delfines que en las otras pesquerías, las pesquerías sobre objetos flotantes y no asociada tienen un impacto mayor sobre la biomasa de aleta amarilla reproductor (Figura 4.10b).

La biomasa estimada es significativamente menor que aquéllas estimadas en la evaluación previa, lo cual indica que los resultados son sensibles a los cambios en la metodología de evaluación. Existe también un patrón retrospectivo grande de sobreestimar el reclutamiento reciente. Este patrón se debe a los datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes. Estos, en combinación con los amplios intervalos de confianza de las estimaciones del reclutamiento reciente, indica que las estimaciones del reclutamiento y la biomasa recientes biomasa son inciertas. Los resultados de la evaluación son también particularmente sensibles al nivel de mortalidad natural supuesto para el aleta amarilla adulto.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún aleta amarilla en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y RMS. Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan el RMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El SBR (definido en la Sección 3.1.2) es comparado con una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación de la población (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2009). En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones del índice de biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t), ilustradas en las Figura 4.9b. Se estimó el índice de biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el SBR_{RMS} en aproximadamente 0,27. Esto es menos que lo estimado en la evaluación previa (0,34.); la estimación más baja es principalmente consecuencia del uso de curvas de selectividad diferentes.

Al principio de 2009, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO había aumentado con respecto a 2006, probablemente su nivel más bajo desde 1989. El SBR estimado al principio de 2009 fue aproximadamente 0,35, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,27 y 0,43, respectivamente (Figura 5.1a)

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2003 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue mayor que

S_{RMS} (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,27 en la Figura 5.1a. No obstante, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984) y el período más reciente (2005-2007, pero excluido 2008), la biomasa reproductora fue menos que S_{RMS} . Se estima que la biomasa reproductora al principio de 2009 estuvo por encima del nivel correspondiente al RMS.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el RMS

Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que puede ser tomada de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales actuales y con la distribución actual de los tipos de arte y de la forma de usarlas. Para calcular el RMS, la tasa actual de mortalidad por pesca es escalada para que maximice la captura. El valor multiplicador de F escala la mortalidad por pesca “actual”, considerada el promedio de 2006-2008.

Al principio de 2009, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por encima del nivel correspondiente al RMS, y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al nivel de RMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca actual (promedio de 2006-2008) es inferior a aquél que se estima produciría el RMS. El esfuerzo en RMS es 109% del nivel de esfuerzo actual. Debido a la mortalidad por pesca reducida en 2008, una repetición de los cálculos basados en una mortalidad por pesca promediada para 2006-2007 indica que el esfuerzo actual está en el nivel que produciría el RMS. Es importante notar que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RMS (Figura 5.2). Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS causaría una reducción marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora. Además, pescar en los niveles correspondientes al RMS estimados a partir del caso base, que supone que el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora, cuando la dinámica verdadera incluye una relación población-reclutamiento, causa una mayor reducción del rendimiento que pescar en niveles correspondientes al RMS estimados a partir del análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento cuando el reclutamiento es en realidad independiente de la biomasa reproductora (Figura 5.2).

En la Figura 5.1b se señala el estatus histórico de la población con respecto tanto al SBR y los puntos de referencia de la mortalidad por pesca. La mortalidad por pesca ha estado generalmente por debajo de aquélla correspondientes al RMS, excepto durante el período antes de 1984 y durante 2004-2007 (Figura 4.12c).

5.3. Comparaciones con evaluaciones previas

En la Figura 4.13a se comparan las estimaciones de cantidades de ordenación con las estimaciones de evaluaciones previas. Esta figura simplemente toma las estimaciones de cada cantidad de ordenación de cada evaluación previa de la población y las grafica. Las estimaciones difieren porque cada año consecutivo tiene datos adicionales, porque la mezcla de esfuerzo de pesca por arte y los cambios totales con el tiempo, porque el reclutamiento cambia con el tiempo, y porque los supuestos usados en las evaluaciones pueden diferir de año en año a medida que mejoran los conocimientos de la dinámica de la población. Una segunda figura (Figura 4.13b) presenta las cantidades de ordenación calculados usando los mismos supuestos y datos en el modelo que se usan en el caso base, pero calcula las cantidades con base en el esfuerzo de pesca y la repartición del esfuerzo entre las artes. Las cantidades de ordenación son calculadas con base en el promedio de tres años de la mortalidad por pesca, incluidos el año en el eje x y los dos años previos.

Las estimaciones de las cantidades de ordenación son diferentes de las de la evaluación previa (Figura 4.13a). El SBR correspondiente al RMS es más bajo que en la evaluación previa, pero es similar a

aquéllos estimados en las evaluaciones realizadas en 2000 y 2001. El cambio en la evaluación actual de la evaluación previa es atribuida al cambio en la forma en la que se modela la selectividad (ver el análisis de sensibilidad que estima la selectividad por edad). No obstante, la evaluación actual estima una biomasa menor, lo cual no parece ser atribuible al cambio en el método usado para modelar la selectividad. Las estimaciones del RMS y el multiplicador de F parecen ser consistentes entre las evaluaciones (compárense las Figuras 4.13a y 4.13b).

5.4. Impacto de los métodos de pesca

La estimación del RMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan aleta amarilla en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para grupos de pesquerías. Si el objetivo de la ordenación es maximizar el RMS, la selectividad por edad de las pesquerías de palangre tendrá el mejor desempeño, seguida por aquélla de las pesquerías de cerco asociadas con delfines, las pesquerías no asociadas, y finalmente las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RMS} al máximo, el orden es similar, pero con las pesquerías de cerco asociadas con delfines ligeramente mejores que la pesquería de palangre. Sin embargo, no es verosímil que las pesquerías de palangre, que producirían los RMS máximos, serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMS predichos. Por sí sólo, el esfuerzo de la pesquería de cerco de aleta amarilla asociado con delfines tendría que ser más que duplicado para lograr el RMS.

El RMS y S_{RMS} han sido muy estables durante el período abarcado por el modelo (Figura 4.12b). Esto sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al esfuerzo de pesca correspondiente al RMS.

5.5. Impacto de las condiciones ambientales

El cambio aparente de régimen de productividad que comenzó en 1984 y el nivel más bajo reciente de la productividad sugieren enfoques alternativos a la estimación del RMS, ya que regímenes diferentes causarían valores diferentes del RMS (Maunder y Watters 2001). El RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS son directamente proporcionales al reclutamiento medio usado, pero la mortalidad por pesca correspondiente al RMS no es afectado. Por ejemplo, si se usara el reclutamiento medio de 1985 a 2008 en lugar del período de tiempo entero, se incrementarían el RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS. Esto significaría que serían posibles rendimientos mayores, pero que la pesquería se encontraría sobreexplotada (la biomasa actual no cambia, mientras que la biomasa reproductora correspondiente al RMS aumenta). Si se usara el reclutamiento medio bajo más reciente, ocurriría lo contrario. Un método alternativo es calcular el SBR dinámico (dSBR) mediante una comparación del índice de biomasa reproductora con el índice de biomasa reproductora simulada con el tiempo en ausencia de pesca (Figura 4.10). Este método toma en consideración las fluctuaciones del reclutamiento.

5.6. Análisis de sensibilidad

Tal como se indica en la Tabla 5.1, la inclusión de una relación población-reclutamiento en la evaluación de la población arroja resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora por debajo de aquélla correspondiente al RMS y el esfuerzo de pesca por encima de aquél correspondiente al RMS. No obstante, incrementa el nivel de RMS que se puede lograr. La inclusión de todos los datos, al igual que las evaluaciones previas, tiene solamente un impacto pequeño sobre los resultados. Estimar la mortalidad natural adulta arroja resultados más optimistas, con la biomasa reproductora sustancialmente mayor que aquélla correspondiente al RMS, el esfuerzo actual sustancialmente menor que aquél correspondiente al RMS, e incrementa el nivel de RMS que se puede obtener. Estimar la selectividad por edad incrementa el SBR correspondiente al RMS, y por lo tanto la biomasa reproductora es menor que aquélla

correspondiente al RMS y los niveles de esfuerzo son mayores que aquéllos correspondiente al RMS. Fijar la talla de edad máxima en 175 cm arroja resultados más optimistas, con la biomasa reproductora sustancialmente mayor que aquélla correspondiente al RMS y el esfuerzo actual sustancialmente menor que aquél correspondiente al RMS, pero el nivel de RMS que se puede obtener es aproximadamente el mismo. Los análisis de sensibilidad señalaron que excluir los datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes o incluir un cambio en las selectividades de las pesquerías sobre objetos flotantes causó cambios insignificantes en las cantidades de ordenación (resultados no presentados).

5.7. Resumen de la condición de la población

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS durante el régimen de productividad baja de 1975-1983 (Sección 4.2.1), pero por encima del mismo durante la mayor parte de los años siguientes, excepto el período reciente (2004-2007). Se atribuye el aumento en el SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión al régimen de reclutamiento intermedio. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMS y de SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2009 estuvo por encima del nivel correspondiente al RMS. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los que soportarían el RMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Los cálculos de RMS indican que, en teoría al menos, las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. No obstante, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel correspondiente al RMS.

El SBR correspondiente al RMS disminuyó sustancialmente de la evaluación previa, lo cual indica que los resultados son sensibles al cambio en la metodología. Se atribuye el cambio al método usado para selectividad del modelo. No obstante, el SBR relativo al SBR correspondiente al RMS y el multiplicador de F son similares a la evaluación previa.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor de la mortalidad natural de los adultos, el método usado para modelar la selectividad, y la talla supuesta de la mayor edad.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar la población de atún aleta amarilla en el OPO y las capturas de aleta amarilla por las distintas pesquerías.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa de la población y la captura. La mortalidad por pesca proyectada se basó en los promedios durante 2006-2008.

Los escenarios investigados fueron:

1. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al promedio de 2006-2008;

2. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro y de 2004-2007 fue fijado igual a aquélla correspondiente al RMS.

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros del SBR, la biomasa total, y la captura total tomada por las pesquerías. Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.5. El nivel de incertidumbre es probablemente subestimado porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, y porque no se toma en cuenta la variación en la capturabilidad.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2008. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1984-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

6.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2006-2008), se predice que la biomasa reproductora disminuirá ligeramente, pero que permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.1). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR esté sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que las capturas serán mayores a plazo corto que en 2008, pero que disminuirán ligeramente en el futuro.

6.2.2. Pesca en F_{RMS}

Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquélla con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores.

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Con los niveles actuales (2006-2008) de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa reproductora disminuirá ligeramente, pero que permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquélla con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos nuevos y actualizados.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT piensa realizar investigaciones de la influencia de la estructura espacial sobre la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Del 14 al 17 de octubre de 2008, la CIAT celebró una reunión técnica sobre análisis espaciales para la evaluación de poblaciones, y el informe de esa reunión (<http://iattc.org/PDFFiles2/Spatial-Analysis-Workshop-2008-Report.pdf>) será usado para guiar la investigación.

RECONOCIMIENTOS

Richard Methot nos permitió amablemente usar su modelo *Stock Synthesis* y brindó consejos sobre la evaluación. Muchos miembros del personal de la CIAT y de los países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, miembros del personal de la CIAT, y científicos

de los países miembros brindaron consejos sobre la evaluación de las poblaciones, las pesquerías, y la biología del atún aleta amarilla. William Bayliff y Nicholas Webb ayudaron con la redacción, y Nicholas Webb tradujo el informe al español.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 379-436.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 19: 307-385.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 16: 1-64.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2*, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. *Calif. Fish Game* 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hennemuth, R.C. 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the

- eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5: 1-112.
- Hilborn, R., and C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York and London: xv, 570 pp.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 5-102.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006b. Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 7: 3-115.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. *FAO Fish. Tech. Pap.* 277: vi, 78 pp.
- Ishii, T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. *Inves. Pesq.* 43: 301-317.
- Joseph, J., and F. R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. *Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull.* 53: 77-80.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Matsumoto, T. and W.H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 24: 1-187.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries* 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 8: 3-104.
- Maunder, M.N., and A. Aires-da-Silva. 2009. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 9: 3-94.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 4: 5-119.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2005. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 5: 5-108.
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Jour. Mar. Sci.* 63: 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 103-206.
- Maunder, M.N., and A.D. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.* 70: 141-159.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-*

- Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2000 and outlook for 2001. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003a. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. IATTC Bull. 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. Fish. Bull. 101: 89-99.
- McAllister, M. K., and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/ Importance Resampling Algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 284-300.
- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries.
- Methot, R. D. 2009. Stock Synthesis user manual. NOAA Fisheries.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 34: 1-24.
- Reed, W.J. 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. Biometrics 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 205-272.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. Mar. Biol., 105: 503-525.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 2: 245-285.
- Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.
- Shimada, B.M. and M.B. Schaefer. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 1: 347-469.
- Stefansson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. ICES Jour. Mar. Sci. 53: 577-588.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 320-340.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 421-482.

UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.* fishing mortality that produces MSY (F_{MSY}); spawner-per-recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require that reference points and quantities to which they are compared be available. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity), to absolute estimates of biomass and exploitation rates. These absolute estimates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is a notoriously difficult species to assess. Due to skipjack's high and variable productivity (*i.e.* annual recruitment is a large proportion of total biomass), it is difficult to detect the effect of fishing on the population with standard fisheries data and stock assessment methods. This is particularly true for the stock of the EPO, due to the lack of age-frequency data and the limited tagging data. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggests that they may be more reliable. However, in addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield-per-recruit (YPR) calculations indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic, because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip, purse-seine sets on unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch and the "known" abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be

beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007); however, developing MSE is time-consuming, and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data for 2008. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Eight data- and model-based indicators are shown in Figure 1. The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) fisheries. The floating-object effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and is currently above the upper reference level. Except for a large peak in 1999, the floating-object CPUE has generally fluctuated around an average level since 1990. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003 and was at its highest level in 2008. The standardized effort indicator of exploitation rate has been increasing since about 1991, but declined in recent years. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2008 was at the lower reference level. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years.

The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, the data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight is near its lower reference level, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments.

ACKNOWLEDGEMENTS

Patrick Tomlinson provided the average weight data. William Bayliff provided comments on the manuscript.

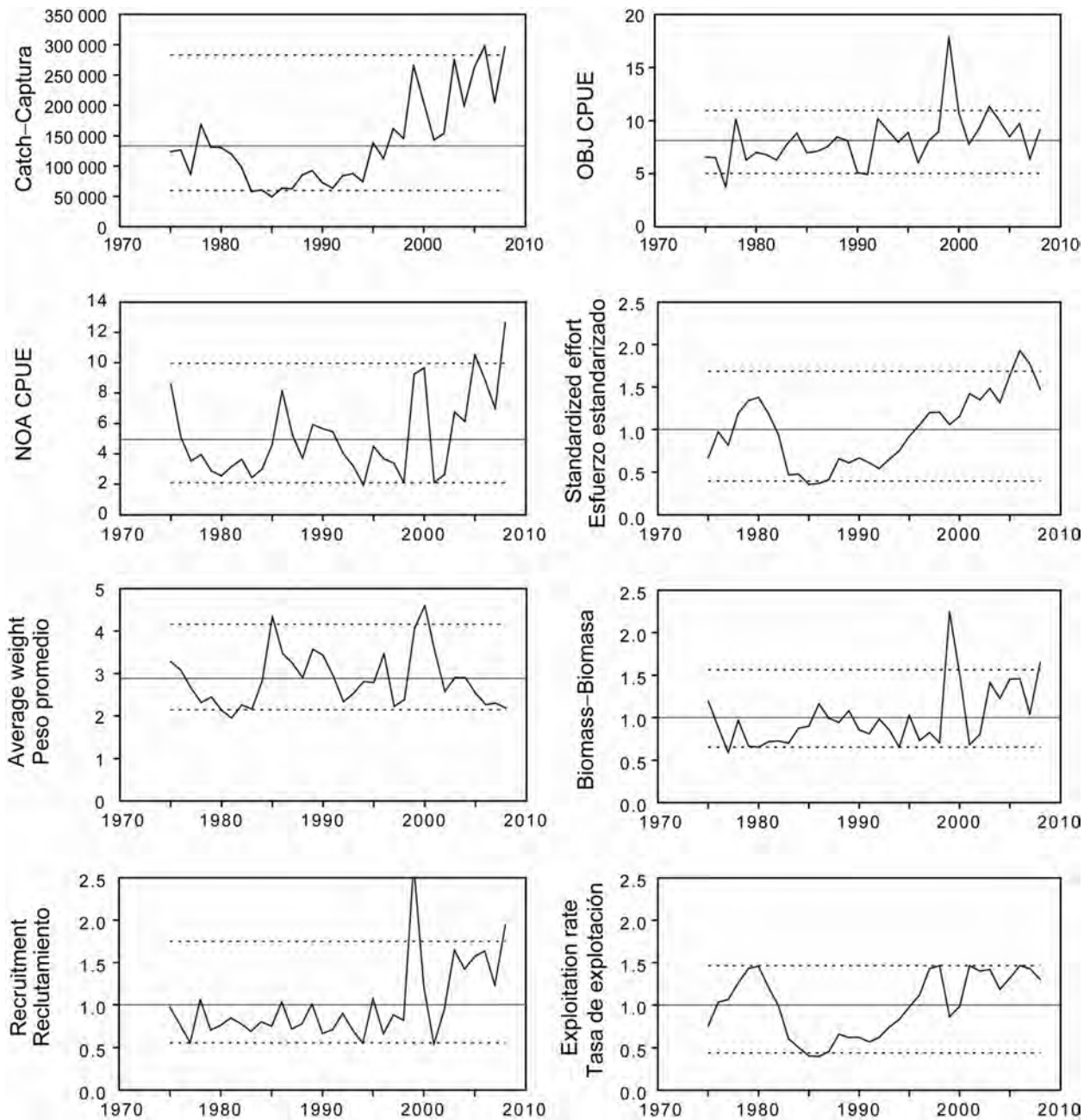


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. Ocean. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de frecuencia de edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de un curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. No obstante, además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiable de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes no asociados están generalmente mezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia 'conocida' de patudo basada en los resultados de la

evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (MSE) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007), pero elaborar una MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de 2008. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

En la Figura 1 se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco viene aumentando desde 1985, y se encuentra ahora por encima del nivel de referencia superior. Con la excepción de un pico grande en 1999, la CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente alrededor de un nivel medio desde 1990. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2008. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación viene aumentando desde aproximadamente 1991, pero disminuyó en años recientes. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2008 se encontró en el nivel de referencia inferior. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio se encuentra cerca de su nivel de referencia inferior, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados.

RECONOCIMIENTOS

Patrick Tomlinson proporcionó los datos de peso medio. William Bayliff hizo comentarios sobre el manuscrito.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2008 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Summary	116
2. Data	118
3. Assumptions and parameters.....	121
4. Stock assessment.....	124
5. Stock status.....	131
6. Simulated effects of future fishing operations	134
7. Future directions.....	135
Figures	137
Tables.....	177
Appendices.....	185
References.....	225

1. SUMMARY

This report presents the current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). This assessment was conducted using Stock Synthesis (Version 3). The assessment reported here is based on the assumption that there is a single stock of bigeye in the EPO, and that there is limited exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean (WCPO).

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made. Catch, CPUE, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2008. New or updated longline catch data are available for Chinese Taipei (2005-2007), China (2007), and Japan (2003-2007).

Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: 1) a stock-recruitment relationship; 2) use of a Richards growth curve fitted to age-at-length data derived from otolith data; 3) extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, and that of fish more than about 15 quarters old has increased slightly. The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch tuna in association with floating objects.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly high in 2005 and 2006. The 2007 recruitment was below average, but the recruitment in 2008 appears to have been particularly high. However, this recent estimate is very uncertain and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1975-1986, and reached its peak level of about 630 thousand metric tons (t) in 1986, after which it decreased to a historic low of 287 thousand t at the beginning of 2009. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have been nearly stable, with no trend for the last six years.

The estimates of biomass are moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship, but the trends are similar to those of the base case. The recruitment time series is similar to that of the base case.

When a Richards growth curve was used, the biomasses were lower than those obtained by base case model, which assumes a von Bertalanffy growth function. However, the trends in the biomasses were very similar. The recruitment estimates were also very similar between the two models. The Richards growth curve provided a better fit to the fishery data than the base case model.

When the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E, and the additional catch taken in the WCPO was included in the model, the recruitments and biomasses were greater than those estimated by the base case. However, the biomass estimates for most years became lower than the base case when the model was also fit to the additional CPUE and size-composition data from the WCPO.

At the beginning of January 2009, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level. At that time the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR) was about 0.17, which is about 11% less than the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY).

Recent catches are estimated to have been 19% greater than those corresponding to the MSY levels. If fishing mortality (F) is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 81% of the current (2006-2008) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than F_{MSY} .

All four scenarios considered suggest that, at the beginning of 2009, the spawning biomass (S) was below S_{MSY} . MSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, fishing mortality is well above F_{MSY} . The management quantities derived from the base case model were the less pessimistic among all scenarios.

Recent spikes in recruitment are predicted to result in stabilized levels of SBR and increased longline catches for the next few years. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce the SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that support MSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

Key results

1. The results of this assessment are similar to the previous assessments;
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels;
3. The recent fishing mortality rates are well above those corresponding to the MSY, and this result is consistent across various modeling scenarios;
4. The results from the base case model are the more optimistic among the various modeling scenarios investigated;
5. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed;
6. Assuming a more flexible Richards growth curve improved the model fit to the fishery data. This alternative model could be considered as the base case model in future assessments;
7. The assessment results are more pessimistic if the western limit of the bigeye stock distribution is extended from 150°W to 170°E.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2008 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2008, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-March 2009. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Fifteen fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, pole and line, and longline), purse-seine set type (on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, IATTC length-frequency sampling area or latitude, and unit of longline catch (in numbers or weight).

The bigeye fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined so that, over time, there is little change in the average size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on flotsam (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mixture of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). It is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by pole-and-line gear and by purse-seine vessels setting on dolphins and unassociated schools (Fisheries 6 and 7). Relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 will be referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools in the remainder of this report.

The catch data reported by the longline fisheries are a mixture of catch in numbers and weight records. Since the Stock Synthesis model (see description in section 4) has the flexibility of including catch data in either numbers or weight, four longline fisheries are defined: two fisheries with catch reported in numbers caught (Fisheries 8 and 9), and two additional longline fisheries that report catch in weight (Fisheries 14 and 15).

2.2. Catch

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and listed in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used in previous reports (landings, discards, and catch) are described by

Maunder and Watters (2001). The terminology in this report is consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (retained catch plus discards) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

Three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1). Removals by Fisheries 1, 8-9 and 14-15 are simply retained catch. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (Section 2.2.1). Removals by Fisheries 10-13 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.1).

Updated and new catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. We calculated average scaling factors for 2000-2008 by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average over Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average over Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average over Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates.

Updated or new catch data for the longline fisheries (Fisheries 8-9 and 14-15) are available for Chinese Taipei (2005-2007), China (2007), and Japan (2003-2007). Catch data for 2008 are available for Chinese Taipei, China, the Republic of Korea, Japan, the United States, and Vanuatu from the monthly reporting statistics.

Trends in the catches of bigeye tuna taken by each fishery from the EPO during each year of the 1975-2008 period are shown in the upper panel of Figure 2.2. The annual catch trends for the combined surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) and longline fleet (Fisheries 8-9 and 14-15) are also shown (lower panel of Figure 2.2). There has been substantial annual variation in the catches of bigeye by all fisheries operating in the EPO (upper panel of Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8-9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (lower panel of Figure 2.2). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from 1 January, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

2.2.1. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches made by purse-seine vessels (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter of the previous year or, if not available, the closest year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Maunder and Hoyle 2007). Watters and Maunder (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of annual discards as proportions of the total (retained plus discarded) catches for the surface fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects are shown in Figure 2.3. For the largest floating-object fisheries (2, 3, and 5 with corresponding discard fisheries 10, 11, 13), the proportions of the catches discarded have been low since the late 1990s relative to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997. There is strong evidence that some of this is due to the year classes that were weaker than the 1997 year class. However, recruitments since 1997 have been greater than the long-term average (Figure 4.5). It is possible that regulations prohibiting discarding of tuna (2001-2007; Resolution C-00-08 and subsequent renewals of that resolution) have caused the proportion of discarded fish to decrease.

It is assumed that bigeye tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 8-9 and 14-15).

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. Fishing effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been updated and new data included for 2008. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2003-2007). Trends in the amount of fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 2.4.

The catch per unit of effort (CPUE) of purse-seine vessels with a fish-carrying capacity greater than 363 t in the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by number of days fished. The number of days fished by set type was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters, 2001).

Estimates of standardized CPUE (1975-2007) were obtained for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder 2006).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 2.5. The indices of abundance that were considered appropriate for use in the assessment were the CPUE series from Fisheries 2, 3 and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 8 and 9 (longline fisheries). The fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low (Fishery 1) or because they combined gears (purse seine and pole and line; Fisheries 6 and 7). In addition, the first two years of the purse-seine fisheries were excluded because these fisheries were still expanding.

2.4. Size composition data

New length-frequency data for 2008 and updated data for previous years are available for the surface fisheries. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2007-2008). Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in previous assessments. The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125 cm) bigeye (Figures 2.6a-b, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium-sized bigeye (Figure 2.6a, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye from fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (Figures 2.6a-b, Fisheries 2-5). An exception is the 1999-2002 period, when a strong cohort moved through the fishery

and large fish dominated the catch.

Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured in unassociated schools (Figure 2.6b, Fishery 6). Since 1990, more small and large (>125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.6c, Fishery 7). The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the area north of 15°N (Fishery 8), longliners catch mostly medium-sized fish, and the average size composition has two distinct peaks (these appear as bands at 80 cm and 120 cm in Figure 2.6c). In the area south of 15°N (Fishery 9), longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye (Figure 2.6c). However, there appears to have been a transition from medium to large fish in about 1984.

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006). Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis, using the Chinese Taipei fleet as a separate fishery. Also, a sensitivity analysis for assuming the Chinese Taipei fishery as a separate entity, rather than combining data for that fishery with those for other longline fisheries, as in this assessment, was made (Wang *et al.*, 2009).

2.5. Auxiliary data

Age-at-length data derived from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) were integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age. These data consist of age estimates from counts of daily increments on otoliths, and the lengths of 254 fish caught in 2002 by the floating-object fisheries (Schaefer and Fuller 2006).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Schaefer and Fuller (2006) used tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth curves for bigeye tuna in the EPO. The two data sources provided similar estimates, with an apparent bias in the tagging data, which is hypothesized to be due to shrinkage because the recaptured bigeye tuna were measured at unloading (after they had been stored frozen). The growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is substantially different from those used prior to that of Aires-da-Silva and Maunder (2007). In particular, it shows growth to be approximately linear, and produces larger fish for a given age. The asymptotic length of the von Bertalanffy (1938) growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is much greater than any length recorded. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic length parameter and that the model is used only as a representation of the ages of fish that they sampled. The maximum age of the bigeye tuna in their data set is around 4 years (16 quarters), and their von Bertalanffy growth curve is not considered appropriate for ages greater than this. Maunder and Hoyle (2006) fit a Richards growth (1959) curve, using a lognormal likelihood function with constant variance and the asymptotic length parameter set at about the length of the largest-sized bigeye in the data (186.5 cm). Maunder and Hoyle (2007) used the resulting growth curve as a prior for all ages in the stock assessment.

Previous assessments (*e.g.* Harley and Maunder 2005), the EPO yellowfin tuna assessments (*e.g.* Maunder 2002a), and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Lehodey *et al.* 1999; Hampton and Fournier 2001a, 2001b) suggest that the growth of younger tuna does not follow a von Bertalanffy growth curve. However, this observation may be a consequence of length-specific selectivity for small fish.

In the two previous stock assessments of bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2007, 2009), the length at age used in the assessment model was based on the von Bertalanffy growth curve, due mainly to a Richards function not being available yet in Stock Synthesis (Version 2). The parameters of the von

Bertalanffy growth curve were estimated by obtaining the best correspondence of length at age used by Maunder and Hoyle (2007). The current assessment assumes the von Bertalanffy growth function for bigeye that was used in the two previous assessments (Figure 3.1). However, a Richards growth curve is now available in Stock Synthesis (Version 3), so a sensitivity analysis using the recently-implemented Richards growth function was carried out (Section 4.1).

Hampton and Maunder (2005) found that the results of the stock assessment are very sensitive to the assumed value for the asymptotic length parameter. Therefore, Maunder and Hoyle (2007) conducted sensitivity analyses to investigate the influence of the assumed value of that parameter. A lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and an upper value of 201.5 cm were investigated. A sensitivity analysis of the bigeye assessment to these same two values was also conducted by Aires-da-Silva and Maunder (2007). A lesser value of the asymptotic length parameter produced greater biomasses and recruitments.

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age. Age-length information contains information about variation of length at age, in addition to information about mean length at age. Variation in length at age was taken from the previous assessment.

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert lengths to weights in the current stock assessment:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

3.1.2. Natural mortality

Age-specific vectors of natural mortality (M) are assumed for bigeye. This assessment uses a sex-specific model, and therefore natural mortality schedules are provided for each sex (Figure 3.2). A higher level of natural mortality ($M = 0.25$) is assumed for fish of both sexes 0 quarters old, decreasing to 0.1 at 5 quarters of age. As in previous assessments, it is assumed that the natural mortality of females increases after they mature. These age-specific vectors of natural mortality are based on fitting to age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality estimates of Hampton (2000).

The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the maximum sustainable yield (MSY; see definition in Section 5) (Watters and Maunder 2001) is retained. Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters. In addition, a series of sensitivity analyses evaluating the effect of various alternative scenarios of natural mortality on the bigeye stock assessment was conducted in 2008 (SARM-9-INF-B¹). The management quantities showed little sensitivity when higher levels of M were assumed for young fish 0-5 quarters of age. In contrast, the management quantities showed a greater sensitivity to the assumption made about the oldest of the early ages included in the early high levels of M . However, high levels of M assumed for bigeye 5-12 quarters (60-120 cm) old seem unrealistic.

An ongoing investigation of natural mortality rates for bigeye, based on an integrated analysis which includes tagging and sex ratio data, indicates levels of M for adult bigeye higher than previously assumed. Preliminary results of this research, and a sensitivity analysis to assuming different M levels for adult fish, are presented in this report (Maunder *et al.* 2010).

¹ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

3.1.3. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

The Stock Synthesis method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called steepness. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of a lack of contrast in spawning biomass and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that can cause recruitment to be extremely variable. For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. We also present a sensitivity analysis with steepness = 0.75. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied. Recruitment is modeled at age-0 in Stock Synthesis.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan. Information on age at length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert proportion mature at length into an age-at-maturity schedule (Figure 3.3, Table 3.1.)

3.1.4. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies indicate substantial levels of regional fidelity of bigeye within the EPO. The results of these studies may eventually provide information useful for stock assessment. A spatially-structured framework will be considered in future stock assessments.

3.1.5. Stock structure

Schaefer and Fuller (2009) provide an overview of current knowledge about the stock structure of bigeye in the EPO. The results of tagging studies indicate regional fidelity of the species in the region, and suggest a very low level of mixing between the eastern and the western Pacific (Schaefer and Fuller 2002; Schaefer and Fuller 2009). Accordingly, and for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific Ocean (WCPO), and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff currently conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community and of the NRIFSF. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the Stock Synthesis method. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific Ocean provided biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004).

To investigate the sensitivity of the assessment results to the assumptions made about stock structure, a sensitivity analysis to extending the western limit of the bigeye stock distribution was conducted (Section 4.1).

3.2. Environmental influences

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. In previous assessments (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth were used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious, so the relationship between zonal velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, this relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. In fact, two of the periods of greatest recruitment (1982-1983 and 1997-1998) coincide with the two strongest El Niño events of the 20th century. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index; this showed that there was a significant negative relationship, but it explained only a small proportion of the total variability in the recruitment.

Other sensitivity analyses in which environmental indices were incorporated into the stock assessment model have been conducted in previous assessments. It was assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5) (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002). In the assessment of Maunder and Harley (2002), an environmental influence on catchability was assumed for Fishery 3 only. It was found that including this effect did not greatly affect the results.

In general, analyses in which no environmental indices were included produced estimates of recruitment similar to those that used zonal velocity (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year-class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts, for which few size-composition samples are available. A previous sensitivity analysis of the effect of including the environmental index showed that the index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006), or explained only a small proportion of the total variation in recruitment (Maunder and Hoyle 2007).

In view of the results from previous sensitivity analyses described above, no environmental index was incorporated into this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

The Stock Synthesis method (SS - Version 3; Methot 2005, 2009) was used to assess the status of bigeye tuna in the EPO. It consists of a size-based, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model.

The model is fitted to the observed data (indices of relative abundance and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.
2. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N (Fisheries 9 and 14) and to Fishery 7, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears.
3. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7), the pre-1993 and coastal floating-object fisheries (Fisheries 1 and 4), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels, because they do not direct their effort at bigeye. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance.

The following parameters have been estimated in the current stock assessment of bigeye tuna from the EPO:

1. Mean length at age;
2. Recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the fourth quarter of 2008 (includes estimation of virgin recruitment and temporal recruitment anomalies);
3. Catchability coefficients for the five CPUE time series that are used as indices of abundance (floating-object Fisheries 2, 3, and 5 and longline Fisheries 8 and 9);
4. Coefficient of variation (CV) for the five CPUE indices that are used as indices of abundance (Fisheries 2, 3, 5, 8 and 9);
5. Selectivity curves for nine of the fifteen fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve, and the selectivities of Fisheries 14 and 15 are the same as those of Fisheries 8 and 9, respectively);
6. Initial population size and age structure.

The parameters in the following list are assumed to be known for the current stock assessment of bigeye in the EPO:

1. Sex- and age-specific natural mortality rates (Figure 3.2);
2. Age-specific maturity curve (Table 3.1 and Figure 3.3);
3. Selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 10-13);
4. The steepness of the stock-recruitment relationship;
5. Parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average fishing mortality rates, by gear, for 2006-2008. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the last year (2007) in the 3-year average fishing mortality rate estimate was tested. For this purpose, a 2-year (2006-2007) average fishing mortality rate was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population or of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Assessment results

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1) and the three sensitivity analyses (2-4):

1. Base case assessment: steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship between stock and recruitment), CPUE time series for the floating-object Fisheries 2-5 and the longline Fisheries 8-9, time-invariant size selectivities for the different fisheries.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity

analysis.

3. Sensitivity to the assumed growth function. The base case assessment assumed a von Bertalanffy (1938) growth equation for bigeye in which the parameters were fixed. New features in Stock Synthesis (Version 3) allow more flexibility in modeling growth, and a Richards (1959) curve is now available. A sensitivity analysis was made to estimating growth by fitting the Richards curve to age-at-length observations derived from otolith readings. The parameters of the Richards curve equation were estimated from the otolith data. The asymptotic length parameter was fixed at about the largest-sized bigeye observed in the data (186.5 cm, Maunder and Hoyle 2007).
4. Sensitivity to an alternative assumption about the western limit of the bigeye stock distribution. As in the previous assessments, the base case model assumed a western limit of 150°W for the bigeye stock distribution. This limit was extended to 170°E. As a result, this sensitivity analysis included the additional bigeye catch taking place in regions 2, 4 and 6 of the WCPO (Langley *et al.* 2008; see also Figure C.1). Two analyses were made with the additional WCPO data: 1) fitted to the CPUE and size composition data from the WCPO; 2) not fitted to the WCPO data while sharing selectivities of the WCPO fisheries with EPO fisheries catching fish of similar sizes.

The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

4.1.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality of bigeye in the EPO. On average, the fishing mortality of fish less than about 15 quarters old has increased greatly since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then (Figure 4.1). The increase in average fishing mortality on younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. These fisheries (Fisheries 2-5) catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are generally less than about 100 cm in length (Figure 4.2), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.4).

Temporal trends in the age-specific amounts of annual fishing mortality of bigeye are shown in Figure 4.3. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (Figure 2.4) and changes in catchability. The trend in annual fishing mortality rate by time shows that fishing mortality has increased greatly for young fish, and only slightly for older fish, since about 1993. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix D (Table D.1).

4.1.2. Recruitment

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.4). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which produces a model with a weak assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Harley *et al.* unpublished analysis). A sensitivity analysis is presented in Appendix A that assumes that recruitment is moderately related to stock size (steepness = 0.75).

The time series of estimated quarterly recruitment (age-0 quarters fish) of bigeye is shown in Figure 4.5a, and the total recruitment estimated to occur during each year is shown in Figure 4.5b and Table 4.1. There are several important features in the time series of estimated recruitment of bigeye. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with

floating-objects were not in use. There was a period of above-average recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly large in 2005 and 2006. The recruitment in 2007 was below average. The 2008 recruitment estimate is above the average recruitment level. However, this estimate is highly uncertain and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

A “two-stanza” pattern can be identified in the time series of bigeye recruitments for the EPO (Figure 4.5a). This pattern is characterized by an early period of low recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-present). This shift coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. A series of possible hypothesis explaining this pattern is presented elsewhere (SARM-9-INF-B²). The impact on the bigeye assessment results of potentially biased low recruitments prior to 1994 has been investigated. Adjustment of the spawning biomass ratios (SBRs, see definition in Section 5.1) and management quantities would result in a more pessimistic stock evaluation (see Appendix A of SARM-9-INF-B).

4.1.3. Biomass

Trends in the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached a peak of about 630 thousand t in 1986, after which it decreased to a historic low of about 287 thousand t at the beginning of 2009.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.7, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have been stable over the last six years.

There is uncertainty in the estimated biomasses of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.13.

Given the amount of uncertainty in the estimates of both recruitment and biomass (Sections 4.1.2 and 4.1.3), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or recruitment. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions. First, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected, using the time series of estimated recruitment anomalies, and the estimated environmental effect, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the base case assessment (Figure 4.8). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2000; Figure 4.6) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1997-1998, respectively; Figure 4.5).

To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was run forward as is done in the no-fishing simulation. The results of this analysis are also provided in Figure 4.8. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in effort by the longline fisheries, and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the population is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall the current spawning biomass is estimated to be about 17% of that expected had no fishing occurred.

² <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

4.1.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are shown in Figure 4.9. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly small fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (Maunder and Hoyle 2007). The average weight of bigeye taken by the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) has been around the critical weight, which indicates that this fishery tends to maximize the yield per recruit. The average weight for all fisheries combined declined substantially after 1993 as the catch of bigeye in purse-seine sets on floating objects increased and that of bigeye by longline decreased.

The average weight in both the surface and longline fisheries declined around 1997-1998 as a strong cohort entered the fishery. The average weights then increased as the fish in that cohort increased in size. The average weight then declined as that cohort was removed from the population.

The average weights for the surface fishery predicted by the model differ from the “observed” mean weights, particularly before 1984. The “observed” average weights are estimated by scaling up the length-frequency samples to the total catch, which differs from the method used in the stock assessment model, which uses the selectivity curves and estimated fishing mortality rates for each fishery to estimate the average weight.

4.2. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

4.3. Diagnostics

Diagnostics are discussed in the next two sections, residual analysis and retrospective analysis.

4.3.1. Residual analysis

The model fits to the CPUE data from different fisheries are presented in Figure 4.10. As expected, the model fits the southern longline CPUE observations closely. The fits to the other CPUE data series are less satisfactory.

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length-composition data (Figures 4.11a-c). The gray and black circles represent observations that are less than and greater than the model predictions, respectively. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model overestimates the proportions of large and small fish for the post-1993 floating-object fisheries. In particular, it overestimates the proportions of large fish during 1999-2002, when a strong cohort moved through the fishery. The model also overestimates the proportions of medium-sized fish for the southern longline fishery (Fishery 8). This overestimation is centered around 80 cm prior to 1988 and then increases to 180 cm, indicating a change in selectivity. Aires-da-Silva and Maunder (2007) conducted a sensitivity analysis in which two time blocks were considered for the selectivity and catchability of the southern longline fishery. The residual pattern of the model fit to the size composition data for this fishery was improved. The model fitted the southern longline CPUE index of abundance very closely. However, the biomasses during the early part of the historical period were less than those estimated by the base case assessment. The described residual pattern for the southern longline fishery may also be attributed to a spatial misspecification issue. Alternative spatial definitions should be explored.

The average fits to the observed size compositions of the catches taken by fisheries defined in the stock assessment model are shown in Figure 4.11d. The model fits to the size compositions of the recent catches of bigeye are also shown for different fisheries (Figures 4.11e-h).

The fit to the data, as measured by root mean square error, suggests that the model fits the CPUE index for Fishery 9 better ($CV = 0.17$) than those for other fisheries. The worst fits to the CPUE data are those

for Fisheries 3 (CV = 0.54) and 5 (CV = 0.55), followed by Fishery 2 (CV = 0.30). With respect to the length-frequency data, and except for Fisheries 6 and 7, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes in the likelihood functions. In an earlier assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2007), a sensitivity analysis, using iterative reweighting, was conducted to investigate the weighting of the data sets. Specifically, the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions were determined iteratively, based on the fit to the data. When iterative reweighting was applied, more weight was given to the length-frequency data, and the biomasses were estimated to be lower in the earlier and later segments of the historical period.

4.3.2. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. This approach is different from the comparison of recent assessments (Section 4.5), in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly, eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis, and the assumption that the use of more data improves the estimates, can be used to determine if there are consistent biases in the estimates.

Retrospective analyses were conducted by removing one year (2008), two years (2008 and 2007), three years (2008, 2007, 2006) and four years (2008, 2007, 2006, 2005) of data (Figures 4.12-4.14). The retrospective analyses show an increase in the summary biomass over 2005, 2006, 2007, and 2008, whereas the base case shows a nearly stable trend over the same period (Figure 4.12). This corroborates the results of previous retrospective analyses, which show that the recent estimates of biomass are subject to retrospective bias (Harley and Maunder 2004; Aires-da-Silva and Maunder 2007). In contrast, the recent levels of the spawning biomass ratio (SBR) show little effect of retrospective bias (Figure 4.13). The greater levels of bias found for the summary biomass are not surprising, given the strong dependence of this quantity on recent recruitment levels, which are also found to be highly subject to recent retrospective bias (Figure 4.14). Although the trends in the biomasses are the same, in general, the retrospective analysis shows that the biomass estimates from the base case model are lower than those estimated when the last years of data are not incorporated in the model. Retrospective bias does not necessarily indicate the magnitude and direction of the bias in the current assessment, just that the model may be misspecified.

4.4. Sensitivity analyses

The results from the three sensitivity analyses are presented in the appendices: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix A), use of a Richards (1959) growth function to model growth (Appendix B), and extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E (Appendix C). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status until Section 5. A comparison table of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.3a.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set equal to 0.75. The estimates of the summary biomass (Figure A.1) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The recruitment time series is similar to the base case (Figure A.2). The trends in the SBR are very similar between the base case and the model assuming a stock-recruitment relationship, but the SBR levels are slightly higher for the base case (Figure A.3). The estimated stock-recruitment relationship is presented in Figure A.4.

The base case model used a von Bertalanffy (1938) growth function fitted to length-at-age data derived

from otolith readings. A sensitivity analysis was conducted in which a Richards growth curve was fitted to length at age data (Figure B.1). There was an improvement in the model fit to all data components when a Richards growth curve was assumed (total likelihood improvement of 87.26 units; Table 4.3a). The estimated summary biomass trends for the sensitivity analysis and the base case model are very similar, but the biomass levels obtained when assuming a Richards growth curve were lower (Figure B.2). The recruitment estimates are also very similar for both models (Figure B.3). The trends in the SBR are very similar between the base case and the model assuming a Richards growth curve, but the SBR levels are slightly higher for the base case (Figure B.3).

The assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E (Figure C.1). When the stock assessment model was fitted to the CPUE and size-composition data of the fisheries operating in regions 2, 4, and 6 of the WCPO, in addition to fitting to the EPO data, the summary biomasses were slightly lower in most years than those estimated by the base case model (Figure C.3). Not fitting to the data from the WCPO fisheries resulted in higher biomass levels, but the relative trends are very similar to the base case estimates (Figure C.3). The sensitivity analyses resulted in greater estimates of recruitment (Figure C.4.a) compared to the base case. This result is expected, given the greater catch levels that resulted from addition of the WCPO catch data. The relative recruitment trends, however, are very similar (Figure C.4b). Although with similar relative trends, the SBR levels obtained when fitting to the WCPO fishery data are much lower than those derived from the base case and the model not fitted to the WCPO data (Figure C.5). This result is likely due to differences in the selectivity curves that resulted from fitting to the size-composition data of the WCPO, rather than sharing selectivities with the EPO fisheries (Figure 6). Also shown in Appendix C are the estimated average model fits to size-composition data (Figures C7.a, b), and the model fits to CPUE time series (Figures C8.a, b) for both WCPO data sensitivity analyses.

Other sensitivity analyses, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, natural mortality, use of iterative reweighting, and use of two time blocks for selectivity and catchability for the southern longline fishery, were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), Maunder and Hoyle (2007), and Aires-da-Silva and Maunder (2007, 2009).

4.5. Comparison to previous assessments

The summary and the spawning biomasses (Figures 4.15 and 4.16, respectively) estimated by the current and the previous stock assessment model (Aires-da-Silva and Maunder 2009) are very similar in absolute terms. The minor absolute differences in the biomasses in the more recent years are likely due to the new data. The trends in the SBRs are also very similar, with absolute differences that are very minor during the post-2000 period (Figure 4.17).

The recruitments estimated by the current assessment are slightly lower than the estimates from the previous assessment, particularly in 2006 and 2007 (Figure 4.18a). The differences found for relative recruitment were also minor (Figure 4.18b).

4.6. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then. The increase in fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of

recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly large in 2005 and 2006. The recruitment of 2008 appears to be above average levels. However, this estimate is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1975-1986, and reached its peak level of about 630 thousand t in 1986, after which it decreased to a historic low of about 287 thousand t at the beginning of 2009. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1 to 2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have been stable for the last six years.

The estimates of summary biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. Specifically, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The recruitment time series is similar to the base case.

When a Richards growth curve was assumed, the summary biomasses were lower than those obtained by base case model, which assumes a von Bertalanffy growth curve. However, the relative trends in the summary biomasses were very similar. The recruitment estimates are also very similar for both models. The trends in the SBR are very similar between the base case and the model assuming a Richards growth curve, but the SBR levels are slightly higher for the base case. Assuming a Richards curve improved the model fit to the data.

When the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E, and the catch by the fisheries in the corresponding regions of the WCPO were included in the model, the recruitments and summary biomasses were higher than those estimated by the base case. The SBR trajectories were very similar. The SBR levels decreased substantially when the stock assessment model was also fitted to CPUE and size composition data from the WCPO regions added to the base case model.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. Maintaining tuna stocks at levels that produce the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks that it manages, but some possible reference points are described in the following subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio (the ratio of the current spawning biomass to that of the unfished stock; SBR), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations are capable of producing the MSY when the SBR is about 0.3 to 0.5, and that some fish

populations are not capable of producing the MSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR can be compared to an estimate of SBR corresponding to the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the study period (1975-2008) are presented in Section 4.1.3. The SBR corresponding to the MSY (SBR_{MSY}) is estimated to be about 0.19.

At the beginning of January 2009, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historical low level (Figure 4.7). At that time the SBR was about 0.17, 10% less than the level corresponding to the MSY (Figure 5.1).

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.27 (Figure 5.1), which is consistent with the fact that bigeye had been fished by longliners in the EPO for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that are vulnerable to longline gear. The SBR increased, particularly during 1984-1986, and by the beginning of 1987 was 0.46. This increase can be attributed to the above-average recruitment during 1982 and 1983 (Figure 4.5) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during that period (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1987 the SBR decreased to a level of about 0.20 by mid-1999. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also, it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1994 (Figure 2.2, Fishery 9). In 1999 the SBR began to increase, and reached about 0.32 in 2002. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1994-1998 (Figure 4.5). During the latter part of 2002 through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes in 1999 and 2000, large catches from surface fisheries, and increased longline catches. Over time, the SBR shows a trend similar to that of the previous assessment (Figure 4.17).

5.2. Assessment of stock status based on MSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. Watters and Maunder (2001) describe how the MSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) for details). It is important to note that estimates of the MSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The MSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2006 and 2008. Therefore, while these MSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results.

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 10% less than S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 8% greater than the MSY (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained, F_{MSY} is about 81% of the current level of effort.

The MSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but

during 1995-1998 that was not the case. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those fisheries.

Estimates of the MSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The MSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (estimated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each group of fisheries (Table 5.2). If only the purse-seine fishery were operating the MSY would be about 22% less. If bigeye were caught only by the longline fishery the MSY would be about 111% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this MSY level longline effort would need to be increased by 320%.

The MSY-related quantities vary as the size composition of the catch varies. The evolution of four of these over the course of 1975-2007 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than that corresponding to MSY (Figure 5.2).

When MSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2005-2006, it is 416 t (0.5%) less than that for the base case.

The historical time series of exploitation rates, spawning biomass and summary biomasses relative to the MSY reference points are shown in Figure 5.3. Overall, the reference points were not exceeded until recent years. The five most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is probably overexploited ($S < S_{MSY}$) and that overfishing is taking place ($F > F_{MSY}$); the confidence intervals on spawning biomass straddle the MSY level.

5.3. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are moderately sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality (Tables 5.1 and 5.2).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment model with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support the MSY to be at 0.29, compared to 0.19 for the base case assessment (Table 5.1). The sensitivity analysis for steepness estimated an F multiplier (0.54) considerably less than that for the base case assessment (0.81). All analyses estimate the current SBR to be less than SBR_{MSY} and F multipliers that are less than 1 ($F > F_{MSY}$). The management quantities derived from the base case model (S_{recent}/S_{MSY} and F multiplier) provide the least pessimistic scenario among different analyses.

The management quantities showed little sensitivity to the recent periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2).

5.4. Summary of stock status

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.17, about 10% less than the level corresponding to the MSY.

Recent catches are estimated to have been about the MSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 81% of the current (2006-2008) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to

the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than F_{MSY} (Figure 5.2).

All analyses indicate that, at the beginning of 2009, the spawning biomass was probably below S_{MSY} (Tables 5.1 and 5.2). The MSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, fishing mortality is well above F_{MSY} .

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding as to how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the tuna fisheries in the EPO might simultaneously affect the stock of bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries. Different scenarios were constructed to define how the various fisheries that take bigeye in the EPO would operate in the future and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

The method is implemented by extending the assessment model an additional 10 years with exploitation rates equal to the average for 2006-2008. No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the 10 years are estimated as in the assessment model, with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort (fishing mortality rates) on the stock biomass and catch.

The analyses carried out were:

1. Quarterly fishing mortality rates for each year in the future were set equal to the average rates from 2006 to 2008, to simulate that fishing mortality rates are maintained at current levels (F_{cur}) – a *status quo* exploitation strategy.
2. An additional analysis was carried out that estimates the population status if fishing effort is reduced to the levels corresponding to MSY (F_{MSY}).

6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the spawning biomass, SBR, the total annual catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total annual catch taken by the longline fleet (Fisheries 8-9 and 14-15). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4. The amount of uncertainty is probably underestimated, because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describes the dynamics of the system, with no account taken of variation in catchability.

6.2.1. Current fishing mortality rates (F_{cur}) – *status quo*

Projections were undertaken, assuming that fishing mortality rates would remain at the average 2006-2008 levels.

SBR is estimated to have increased slightly and remained stable since 2005 (Figure 5.1). This increase is attributed to two spikes in recent recruitment (Figure 4.5b). If recent levels of effort and catchability continue, the SBR is predicted to remain nearly stable at about 0.16 for the next few years (2009-2012), and then to decline to around 0.12 in 2019. During that period (2009-2019), the SBR would not increase above the level that would support MSY (0.19) under a *status quo* strategy (Figure 6.1a). Similarly, the spawning biomass is estimated to remain stable within the next few years, but it will probably decline in

the future (Figure 6.2). These results are similar to the projections for the “no resolution” scenario obtained in the two most recent assessments (Aires-da-Silva and Maunder 2007, 2009).

Under the *status quo* scenario and the assumption of no stock-recruitment relationship, purse-seine catches are predicted to decline from 2009-2012 and then stabilize at around 60,000 t in 2013 (Figure 6.3, left panels). Under current effort, longline catches are predicted to increase moderately to around 30,000 t during 2009-2011, but then decline to around 22,000 t in 2018 (Figure 6.3, right panels). The catches would not stabilize, and would continuously decline if a stock-recruitment relationship were included, due to reductions in the levels of recruitment that contribute to purse-seine catches.

Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be greater than those predicted here.

6.2.2. Fishing mortality rates at MSY (F_{MSY})

Maintaining tuna stocks at levels that permit MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. To assess the impact on the bigeye stock of an exploitation strategy targeting MSY, we projected the population forward 10 years, assuming the fishing mortality rates (fishing effort) corresponding to MSY (F_{MSY}). Projected catches at F_{MSY} are lower than the levels obtained at F_{cur} in 2009 and 2010 (Figure 6.3, lower panels). Afterward, the catches would stabilize at levels that are very similar to those obtained at F_{cur} (around 60,000 t and 25,000 t for the surface and longline fisheries, respectively). However, the SBR levels corresponding to the MSY that would be attained (0.19) are much higher than those attained if the current fishing mortality rates persist in the future (0.12) (Figure 6.4).

6.2.3. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR_{MSY} and will remain at this level under current effort levels (Figure 6.1b).

6.3. Summary of the simulation results

Recent spikes in recruitment are predicted to result in stabilized levels of SBR and increased longline catches during 2009-2011. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that support MSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated and new data will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff will continue to compile longline catch and effort data for fisheries operating in the EPO. In particular, it will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis (Version 3) assessment for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Make it easier to run projections with fixed harvest rates;

2. Re-evaluate the definitions of fisheries;
3. Determine appropriate weighting of the different data sets;
4. Include available tagging data in the assessment;
5. Explore alternative assumptions on stock structure (spatial analysis).

Collaboration with staff members of the Secretariat of the Pacific Community on the Pacific-wide bigeye model will continue.

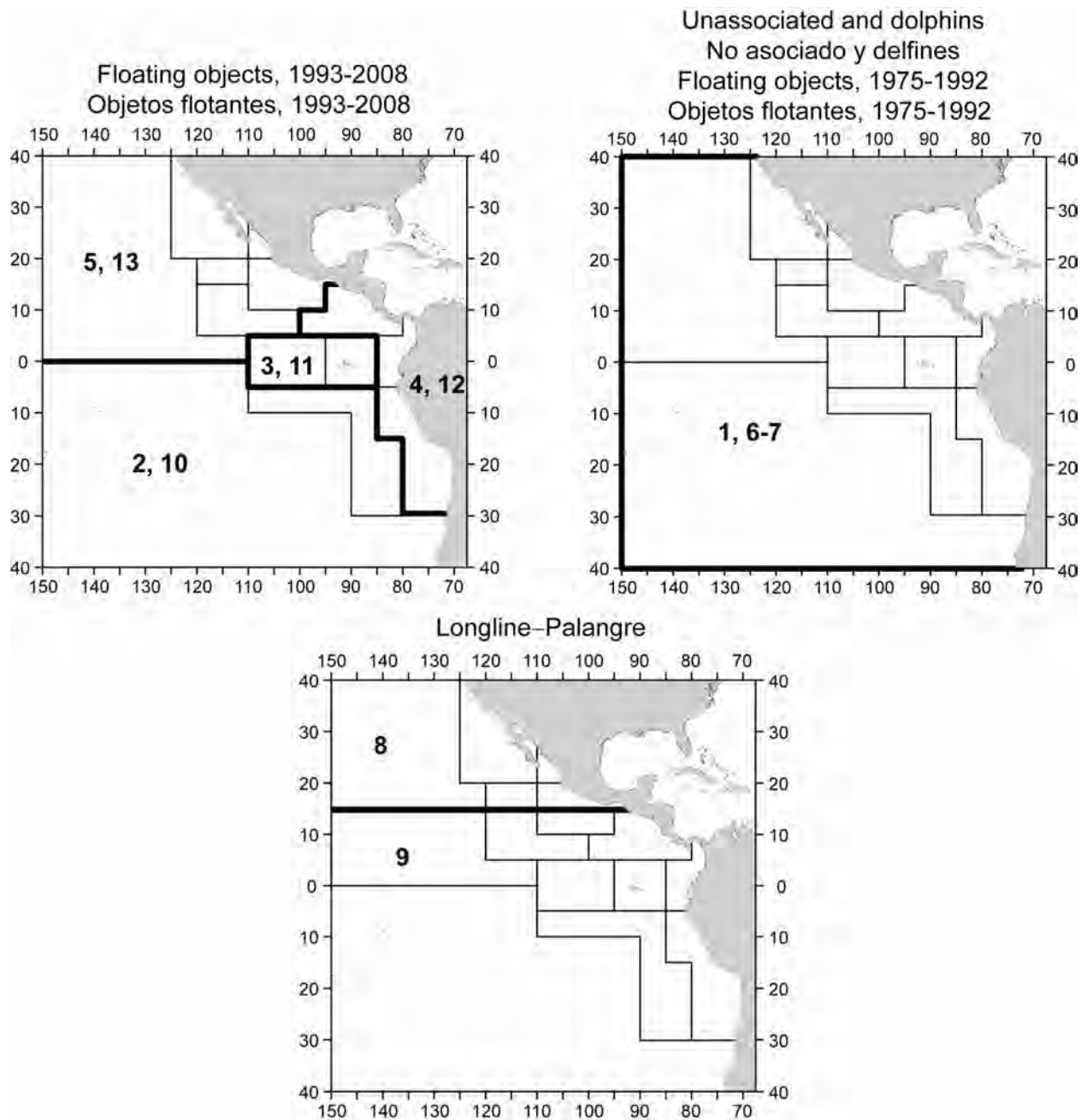


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

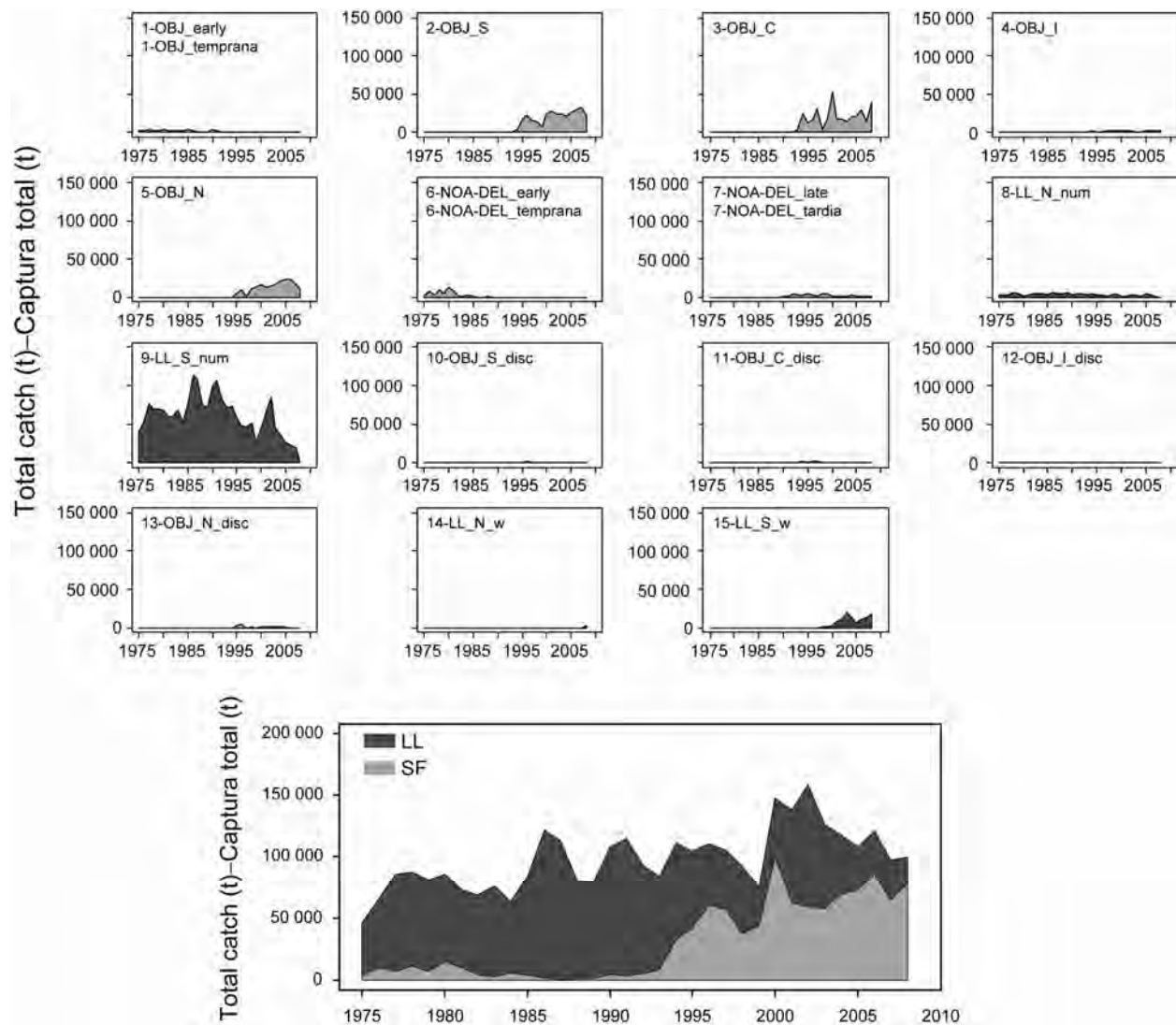


FIGURE 2.2. Upper panel: Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 8 and 9. Catches in weight for Fisheries 8 and 9 were estimated by the stock assessment model. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1. . Lower panel: Annual catches of bigeye tuna pooled by longline and surface fisheries in the EPO. LL = longline; SF = surface fisheries; t = metric tons.

FIGURA 2.2. Capturas anuales de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). Aunque se presentan todas las capturas como pesos, el modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 8 y 9. Se estimaron las capturas en peso para las Pesquerías 8 y 9 multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso medio. LL = palangre; SF = pesquerías de superficie; t = toneladas métricas.

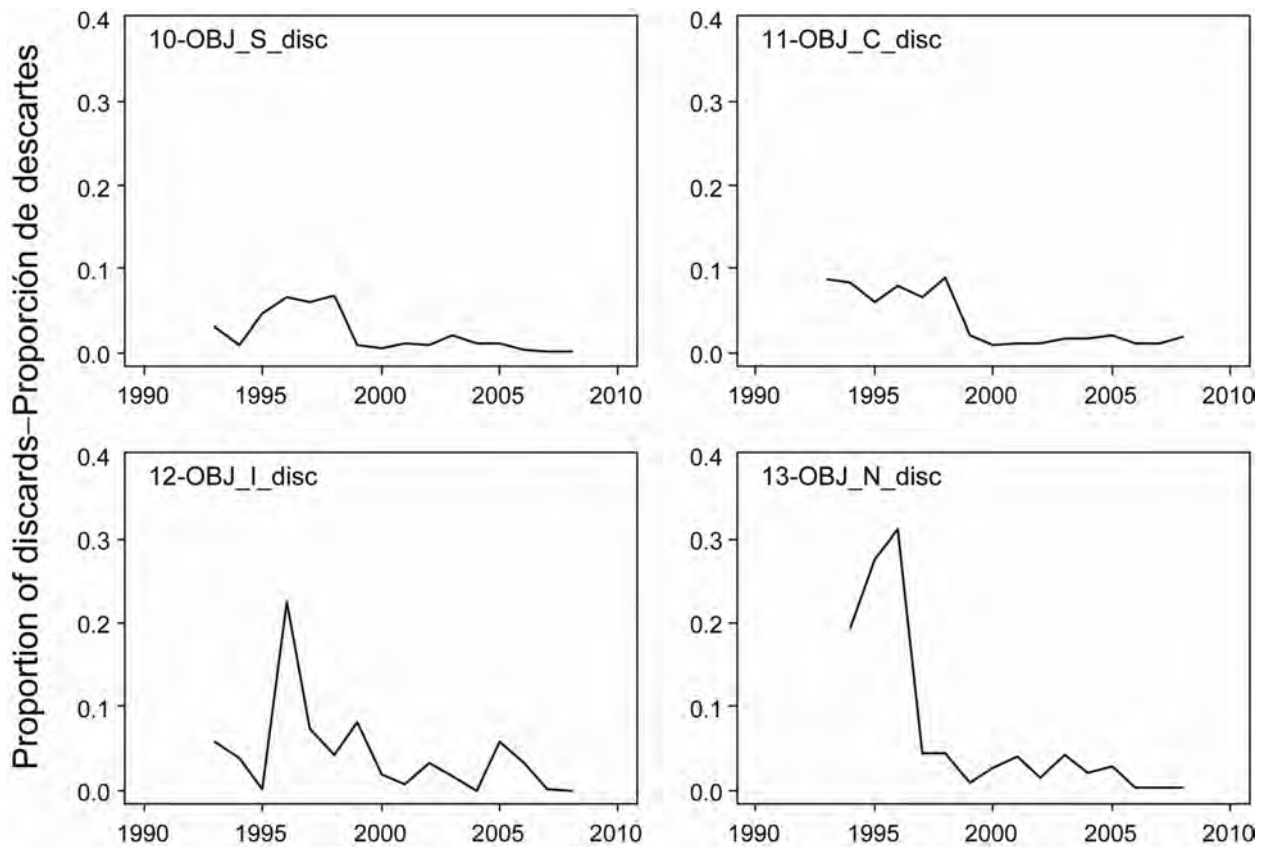


FIGURE 2.3. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2-5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10-13 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.3. Pesos de atún patudo descartado como proporción de las capturas anuales retenidas de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las pesquerías 2-5 son las pesquerías “reales”, y las Pesquerías 10-13 las pesquerías de descarte correspondientes.

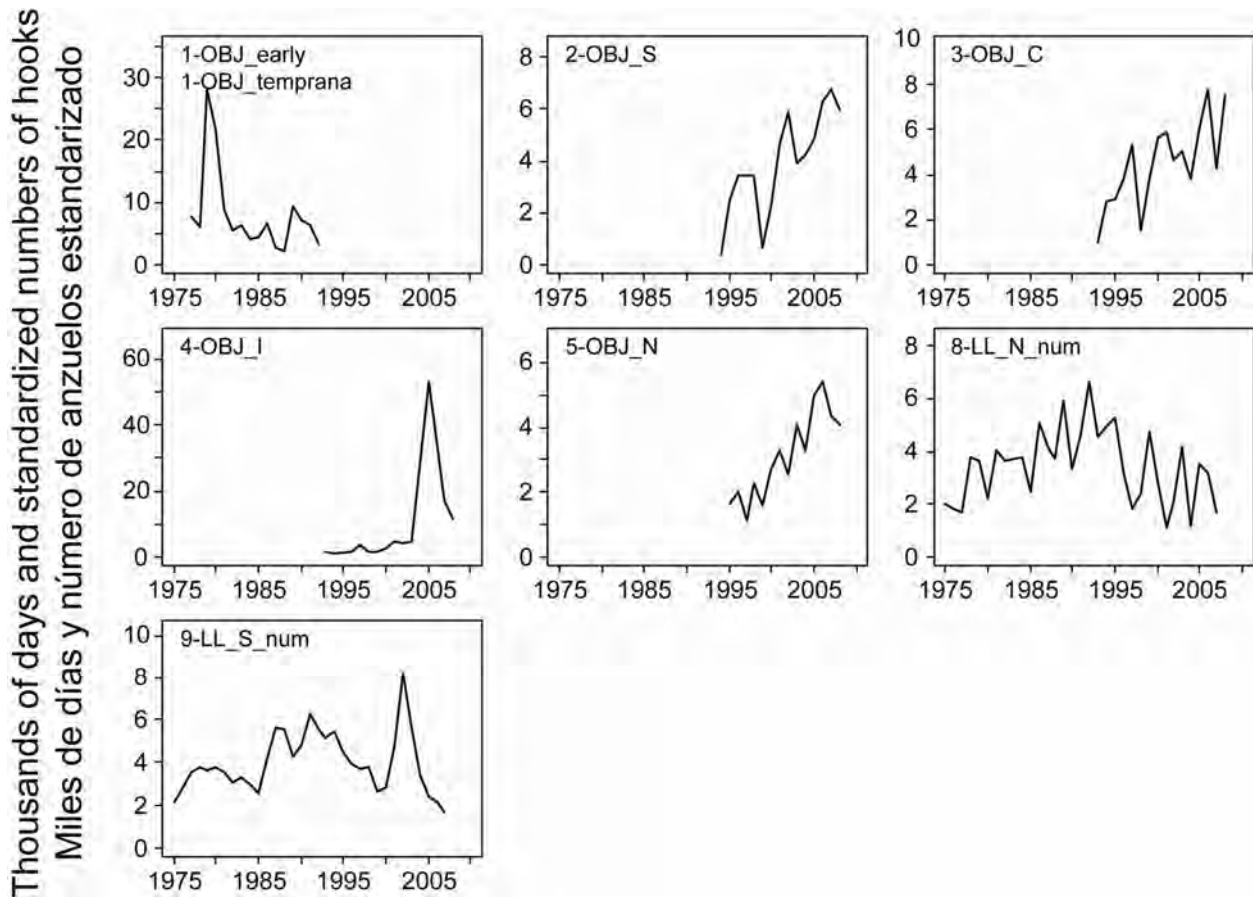


FIGURE 2.4. Annual fishing effort by purse-seine vessels of more than 363 metric tons of capacity in the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-5 is in days fished, and that for Fisheries 8-9 in standardized numbers of hooks. Fishing effort is not shown for Fisheries 6 and 7, since two gears (purse seine and pole-and-line) were combined for these fisheries. Fishing effort for the discard fisheries (10-13) is that of their corresponding ‘real’ fisheries (2-5). Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca anual por buques de cerco de más de 363 toneladas métricas en las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-5I en días de pesca, el de las Pesquerías 8-9 en número estandarizado de anzuelos. No se ilustra el esfuerzo de pesca de las Pesquerías 6 y 7, ya que se combinaron dos artes (red de cerco y caña) en las mismas. El esfuerzo de pesca de las pesquerías de descarte (10-13) es aquél de sus pesquerías ‘reales’ correspondientes (2-5). Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

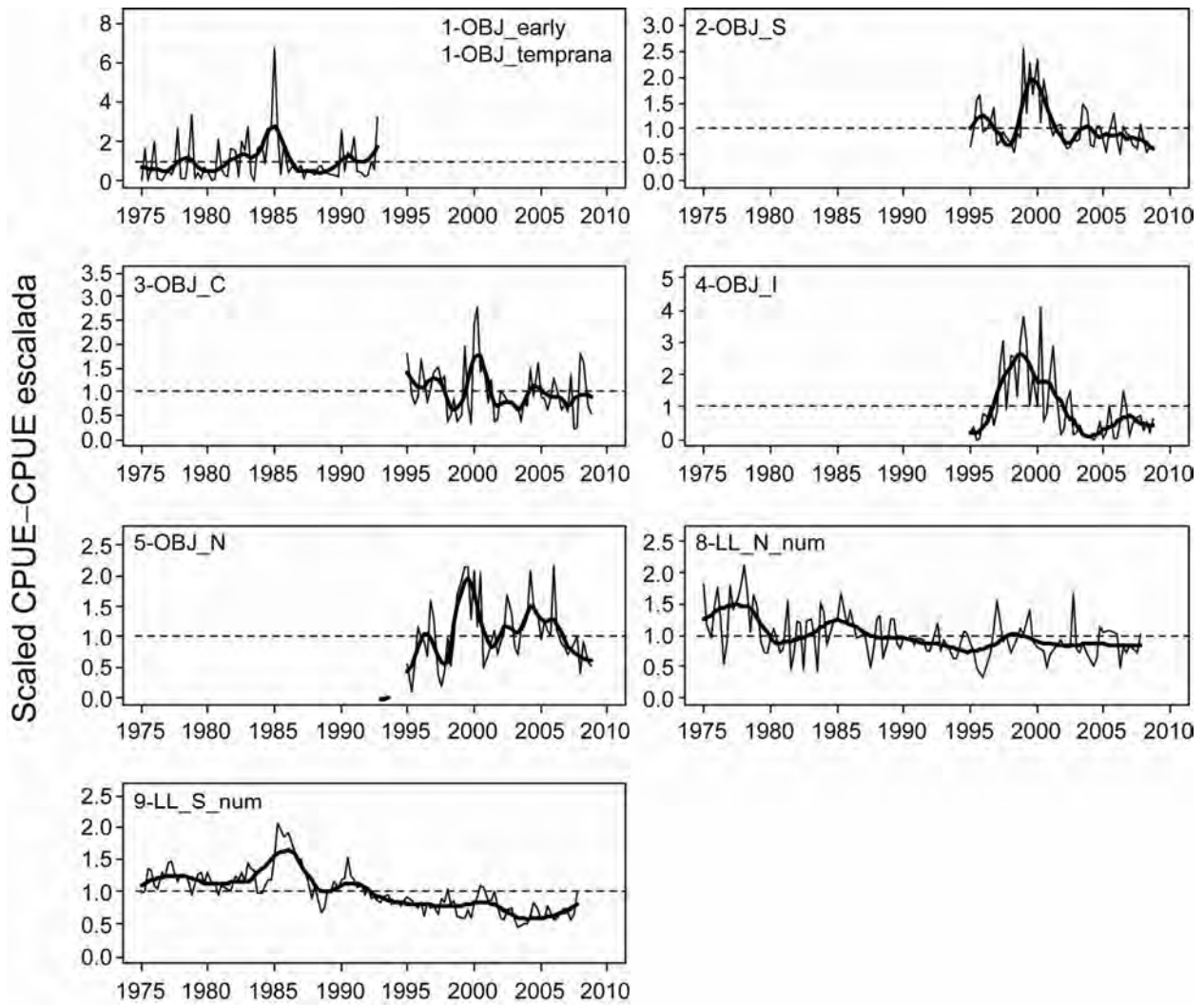


FIGURE 2.5. Four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for the floating-object fisheries (1-5) are in kilograms per day fished, and those for the longline fisheries (8 and 9) are standardized CPUE. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.5. Promedio móvil de cuatro trimestres de las CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie (1-5) en kilogramos por día de pesca, y las de las pesquerías de palangre (8 y 9) en CPUE estandarizada. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

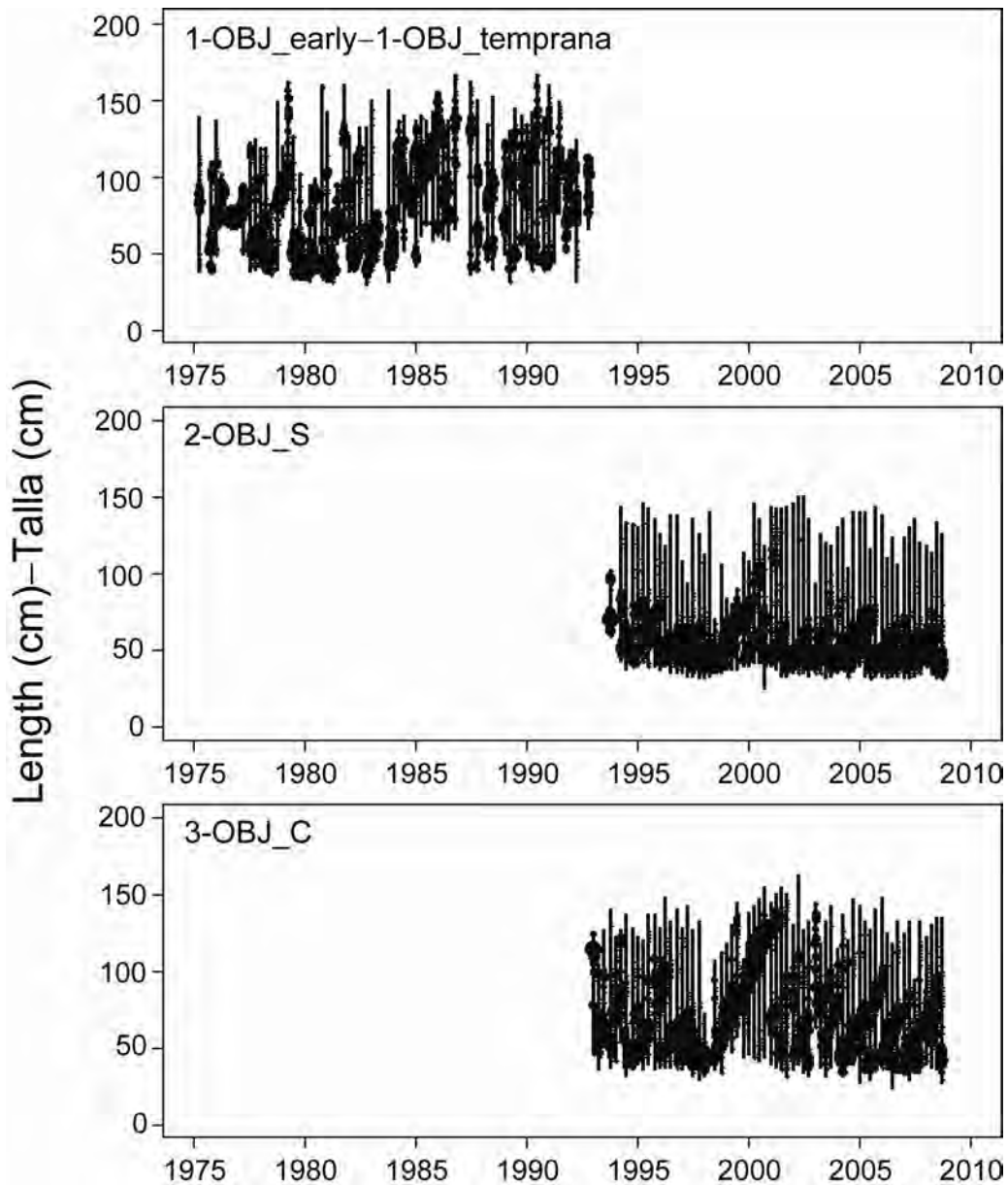


FIGURE 2.6a. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 1, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6a. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 1, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

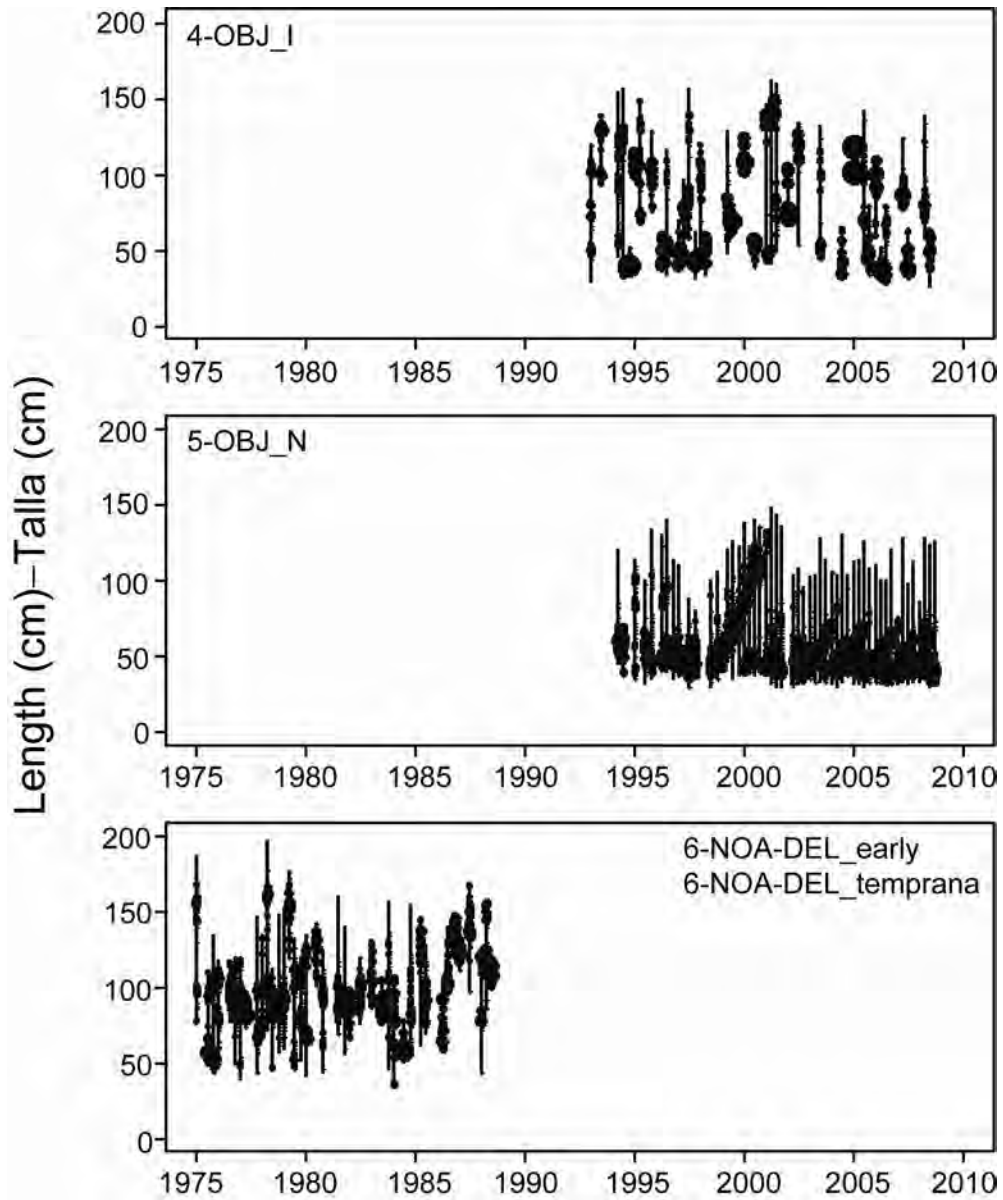


FIGURE 2.6b. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 2, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6b. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 2, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

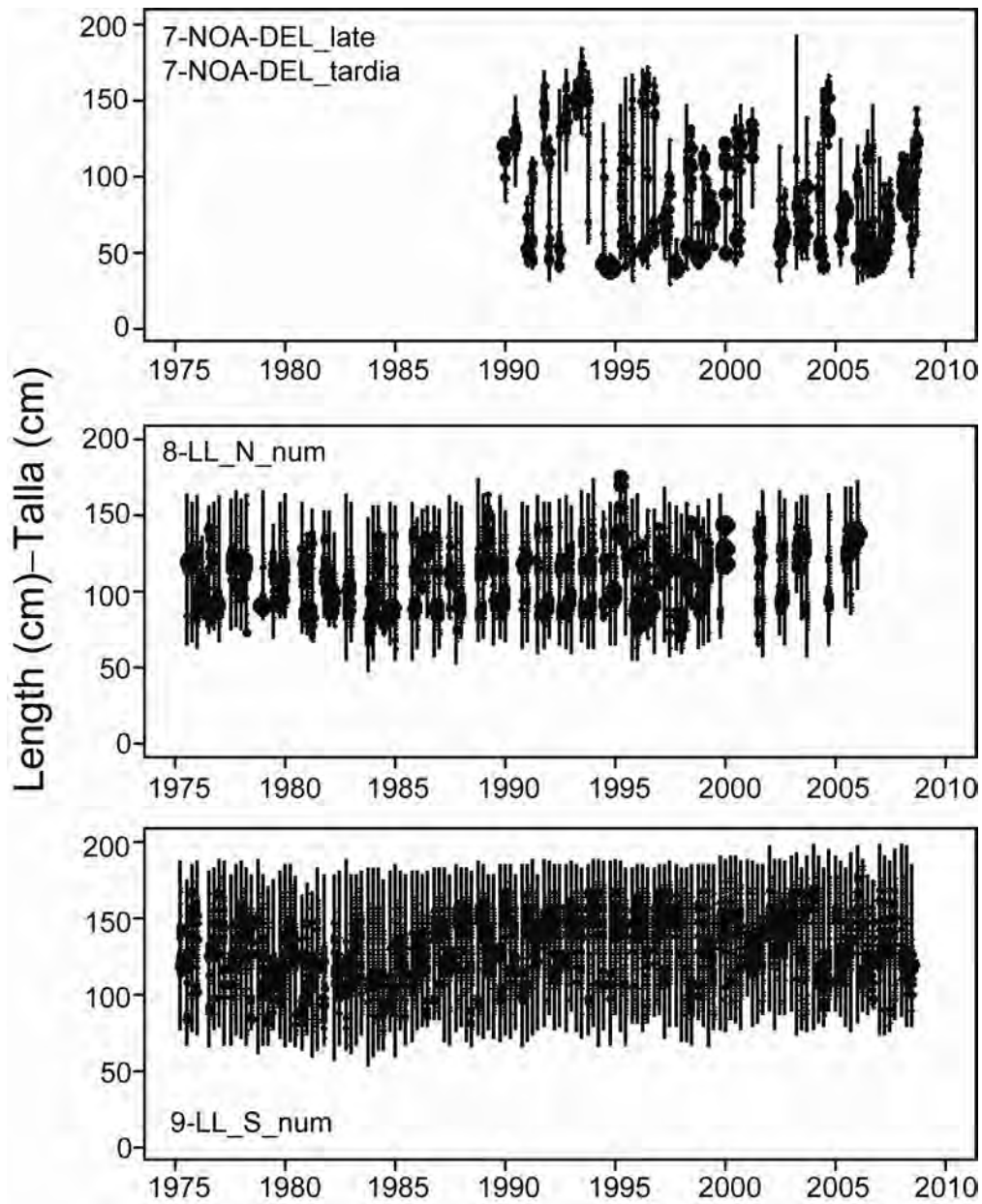


FIGURE 2.6c. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 3, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6c. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 3, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

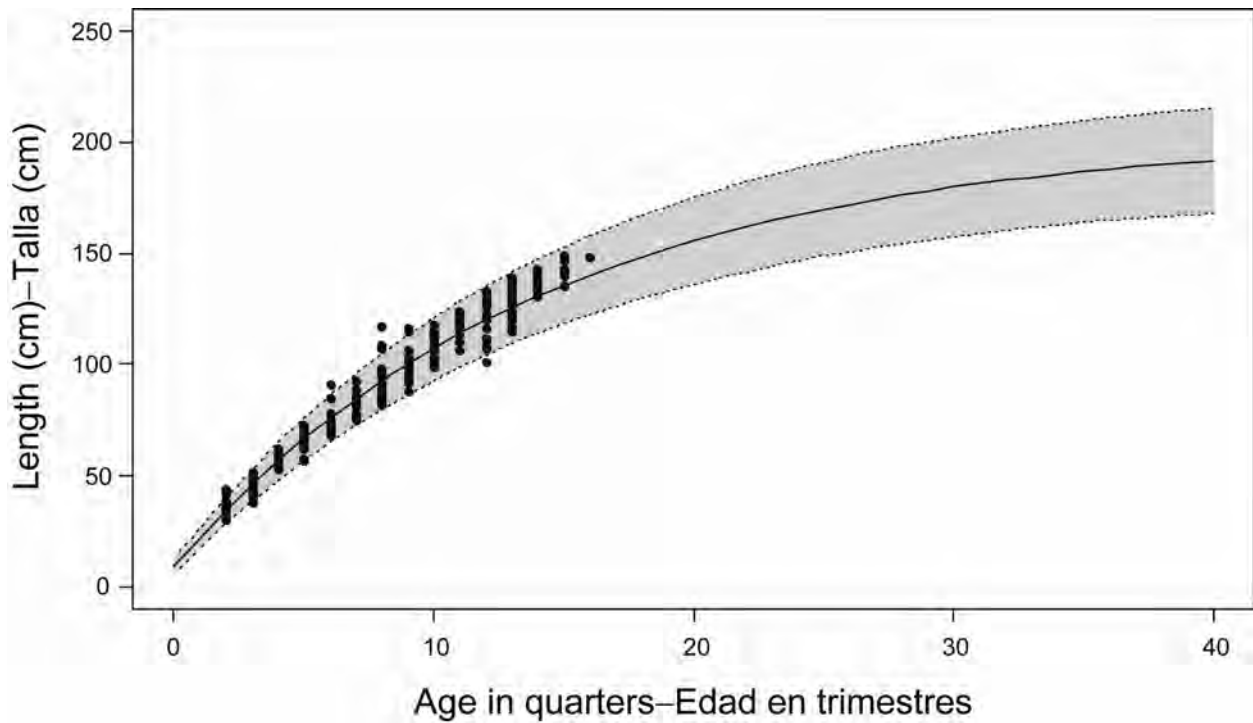


FIGURE 3.1. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The dots represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The dashed lines indicate the estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) of the mean lengths at age.

FIGURA 3.1. Talla media estimada por edad del atún patudo en el OPO. Los puntos representan los datos de otolitos de talla por edad de Schaefer y Fuller (2006). Las líneas de trazos indican los intervalos de confianza estimados (± 2 desviaciones estándar) de la talla media por edad.

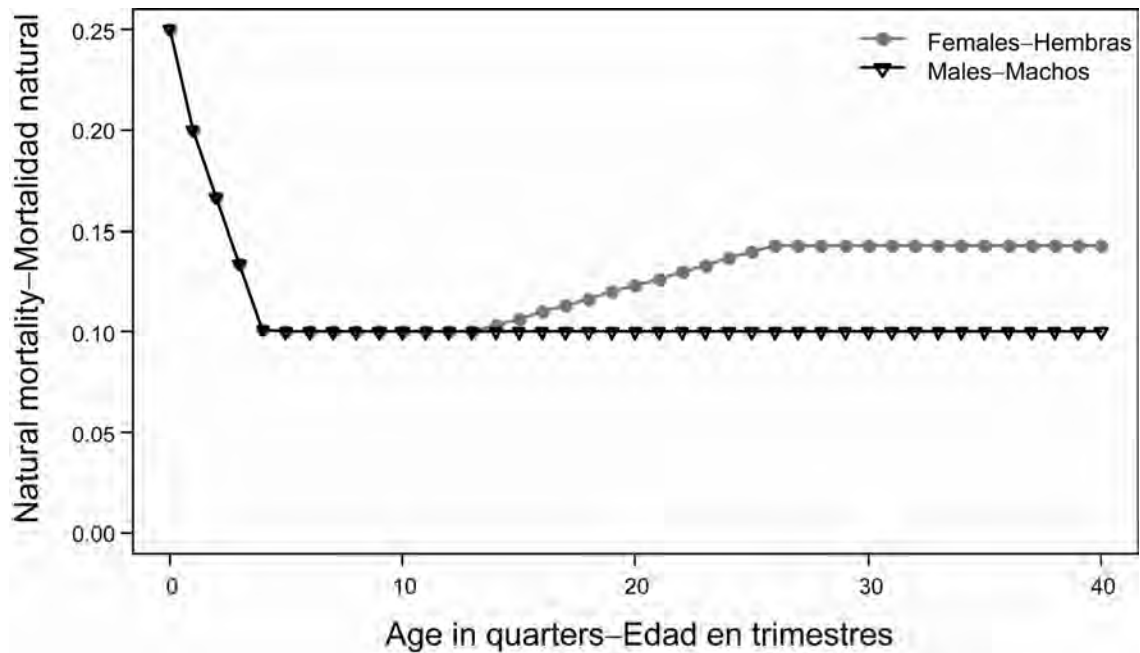


FIGURE 3.2. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Tasas trimestrales de mortalidad natural (M) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.

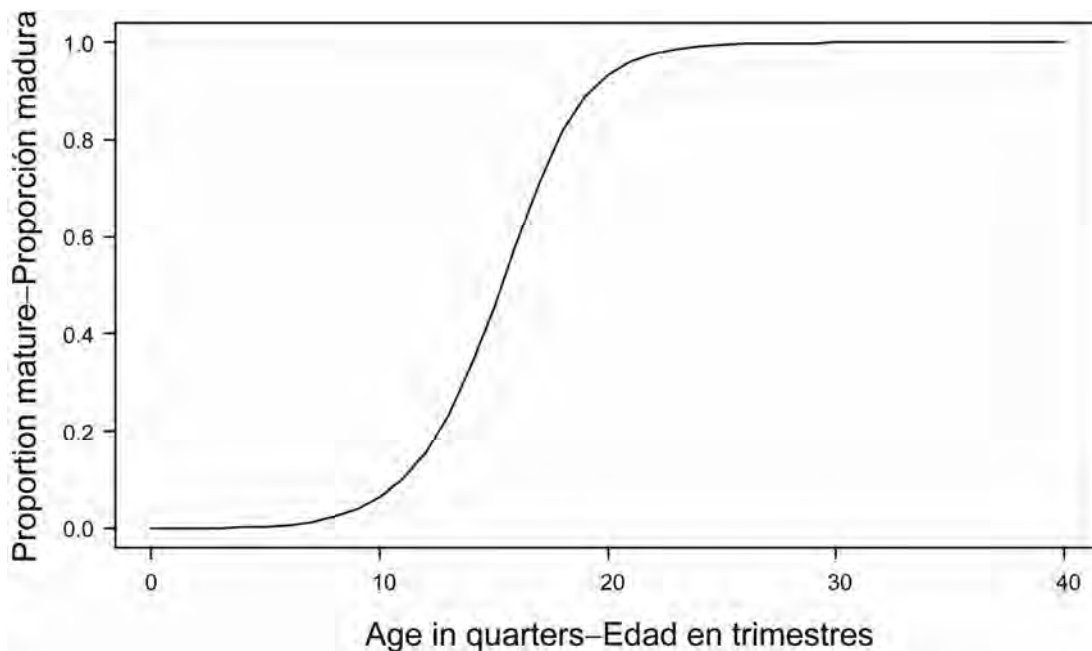


FIGURE 3.3. Age-specific maturity schedule (proportions of mature females) of bigeye tuna as assumed in the base case model.

FIGURA 3.3. Relación de madurez por edad (proporción de hembras maduras) de atún patudo, supuesto en el modelo del caso base.

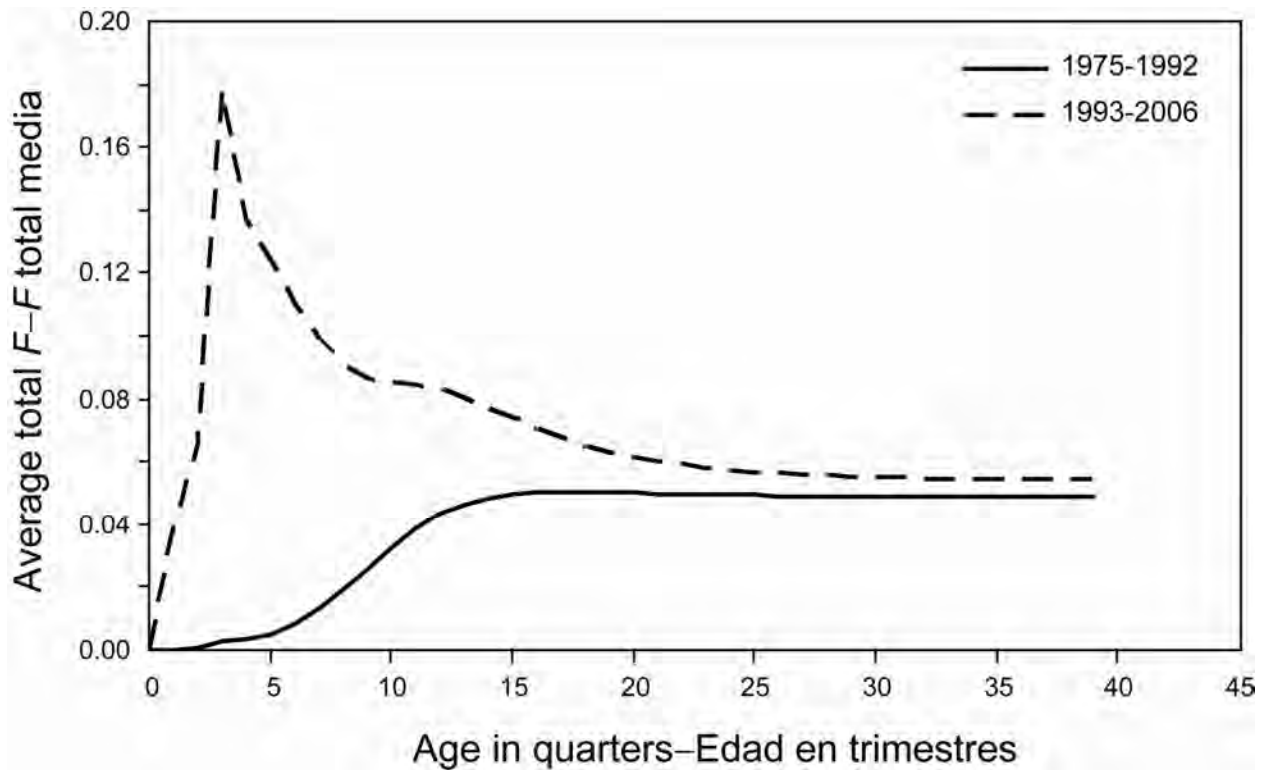


FIGURE 4.1. Average quarterly fishing mortality (approximated by exploitation rate) at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2007 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca trimestral media (aproximada por la tasa de explotación) por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2007 muestran los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

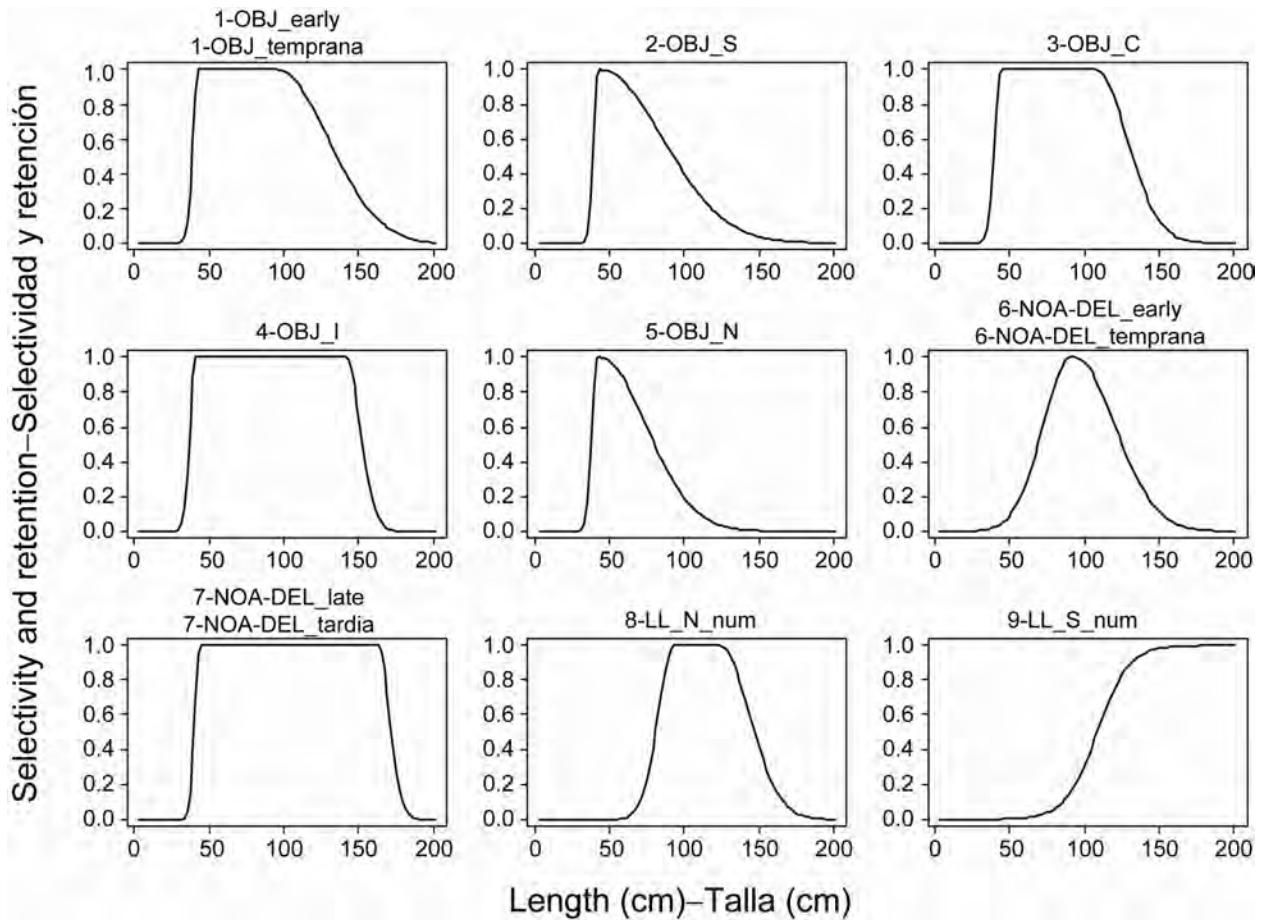


FIGURE 4.2. Size selectivity curves for Fisheries 1-9, estimated with Stock Synthesis. Fish are assumed to be fully selected for the discard fisheries (10-13). The selectivity curves for Fisheries 14 and 15 are the same as those for Fisheries 8 and 9, respectively. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.2. Curvas de selectividad por talla correspondientes a las Pesquerías 1 a 9, estimadas con *Stock Synthesis*. En el caso de las pesquerías de descarte (10-13), se supone que el pescado es plenamente seleccionado. Las curvas de selectividad de las Pesquerías 14 y 15 son iguales que las de las Pesquerías 8 y 9, respectivamente.

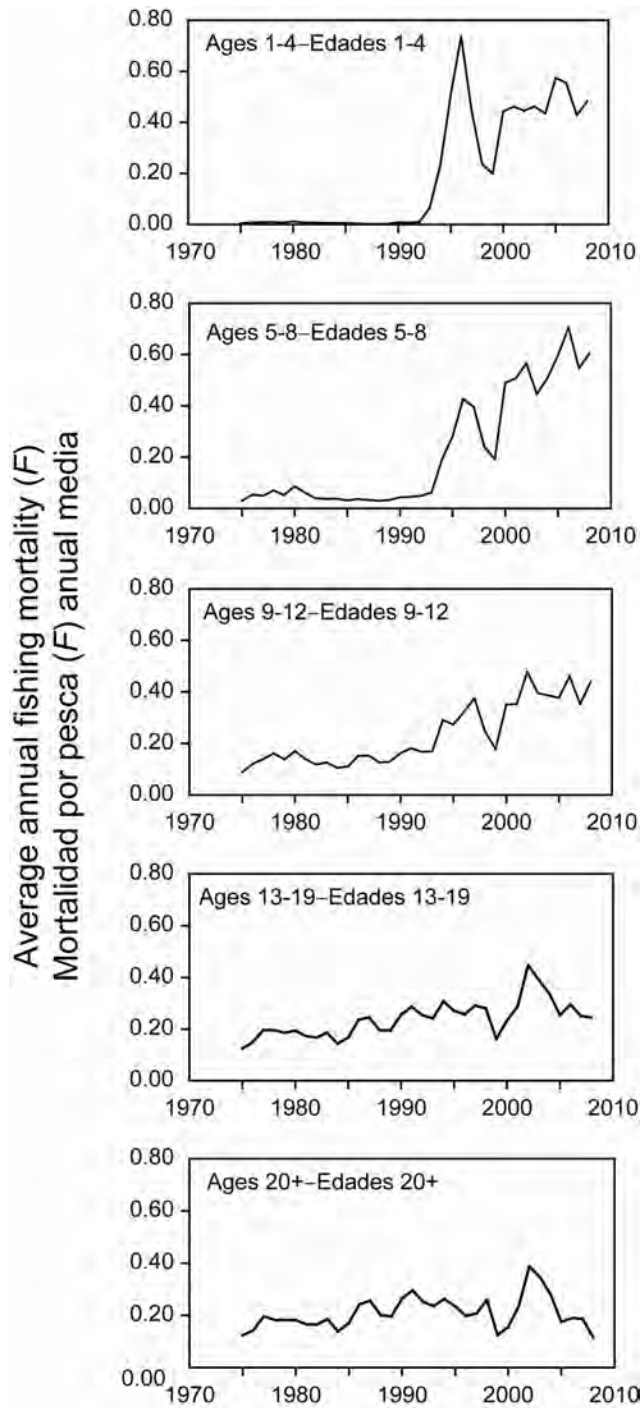


FIGURE 4.3. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four annual fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4.3. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores anuales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1-4 trimestres de edad.

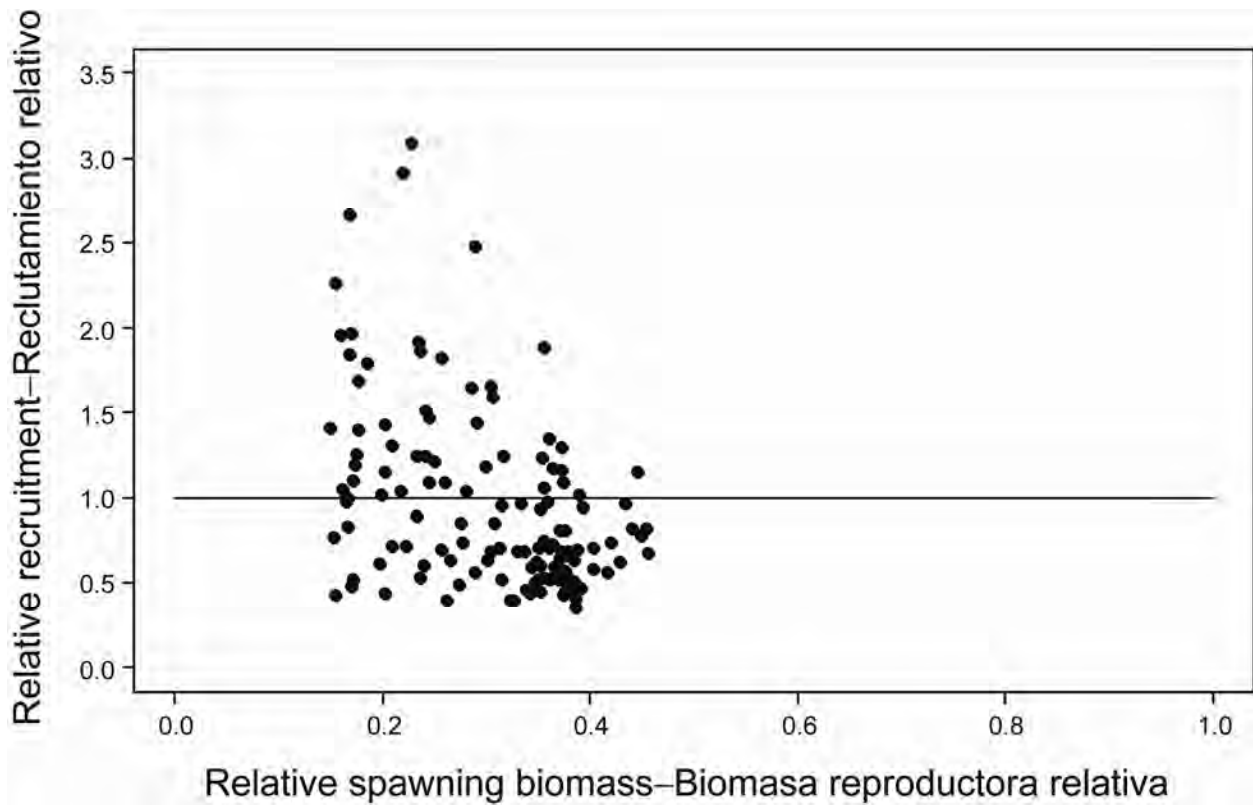


FIGURE 4.4. Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

FIGURA 4.4. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora de atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.

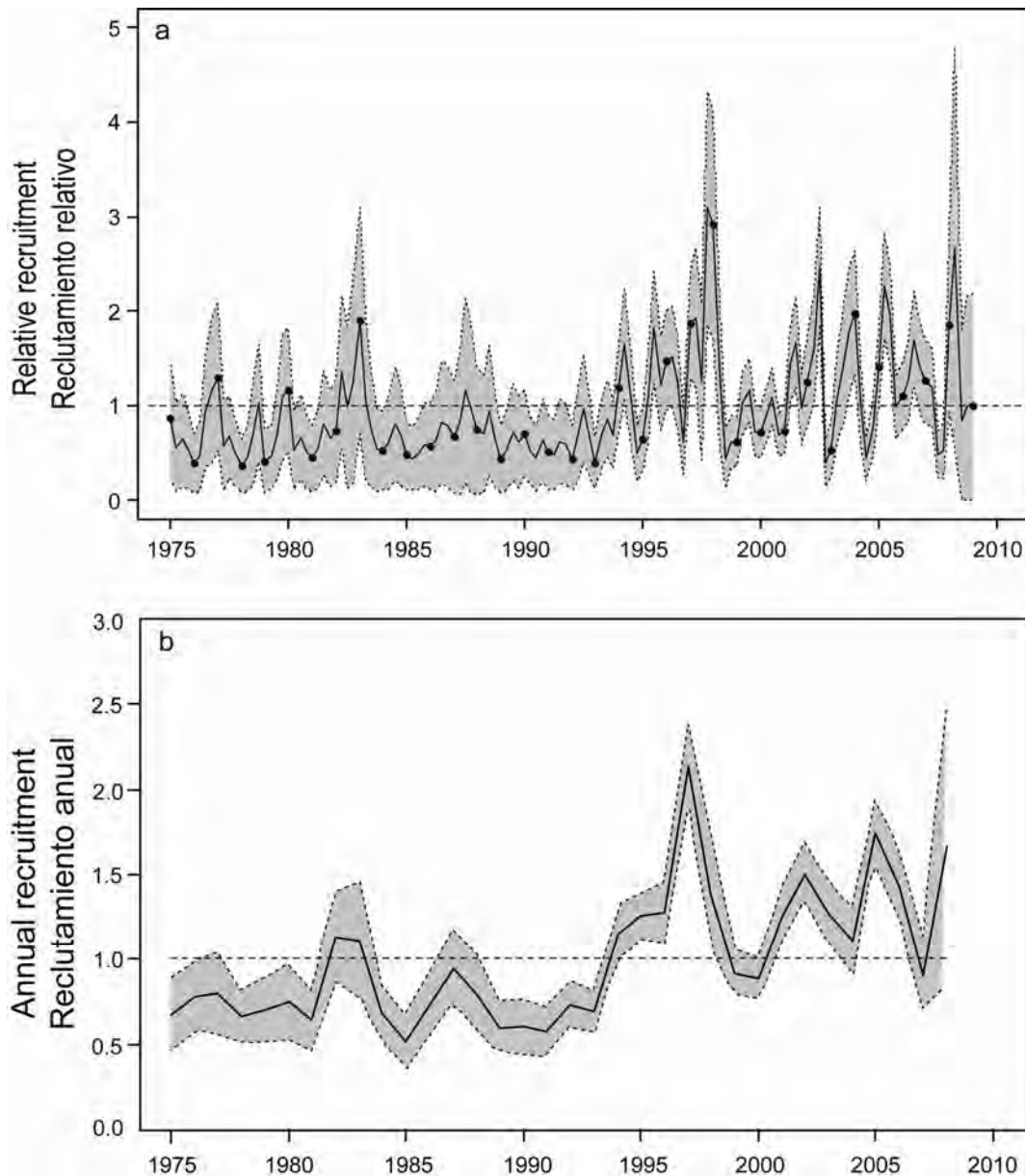


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. The dashed horizontal line represents the average recruitment for the period. The labels on the time axis are drawn at the beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.5. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO: a) reclutamiento trimestral; b) reclutamiento anual. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea horizontal de trazos representa el reclutamiento promedio del período. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

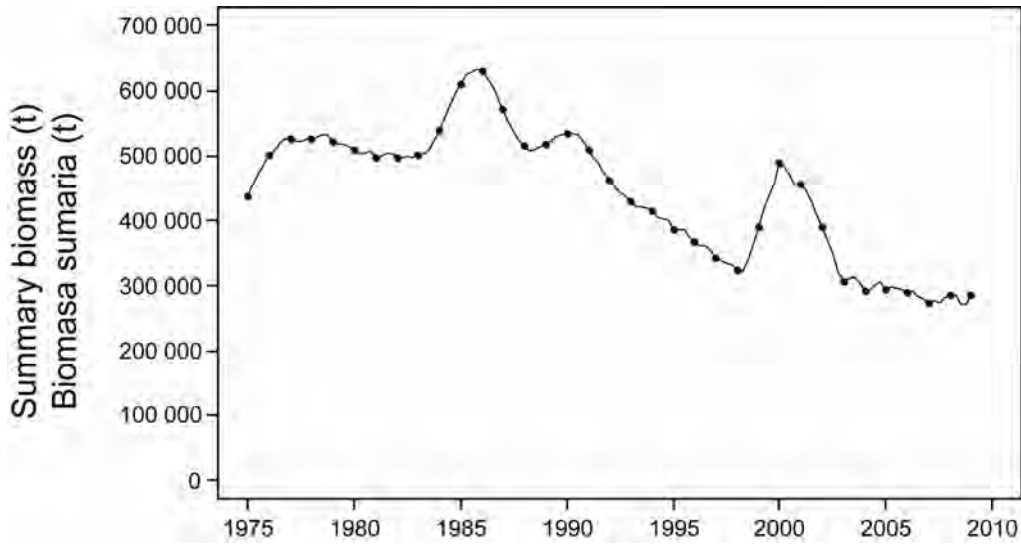


FIGURE 4.6. Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.6. Estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

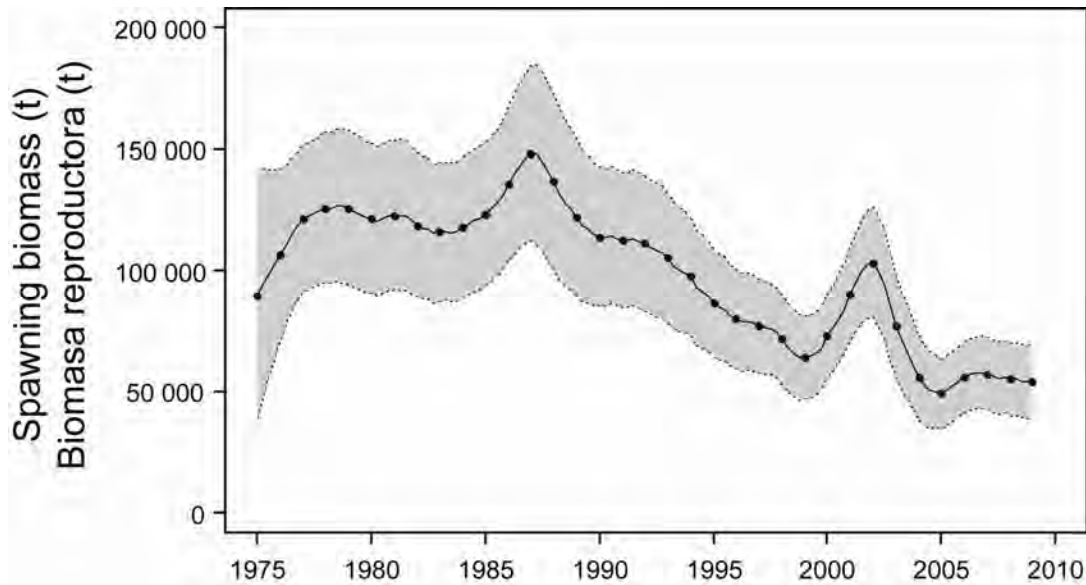


FIGURE 4.7. Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of the index for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.7. Estimaciones de verosimilitud máxima del índice de biomasa reproductora (ver Sección 4.1.3) de atún patudo en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones del índice para cada año. t = toneladas métricas.

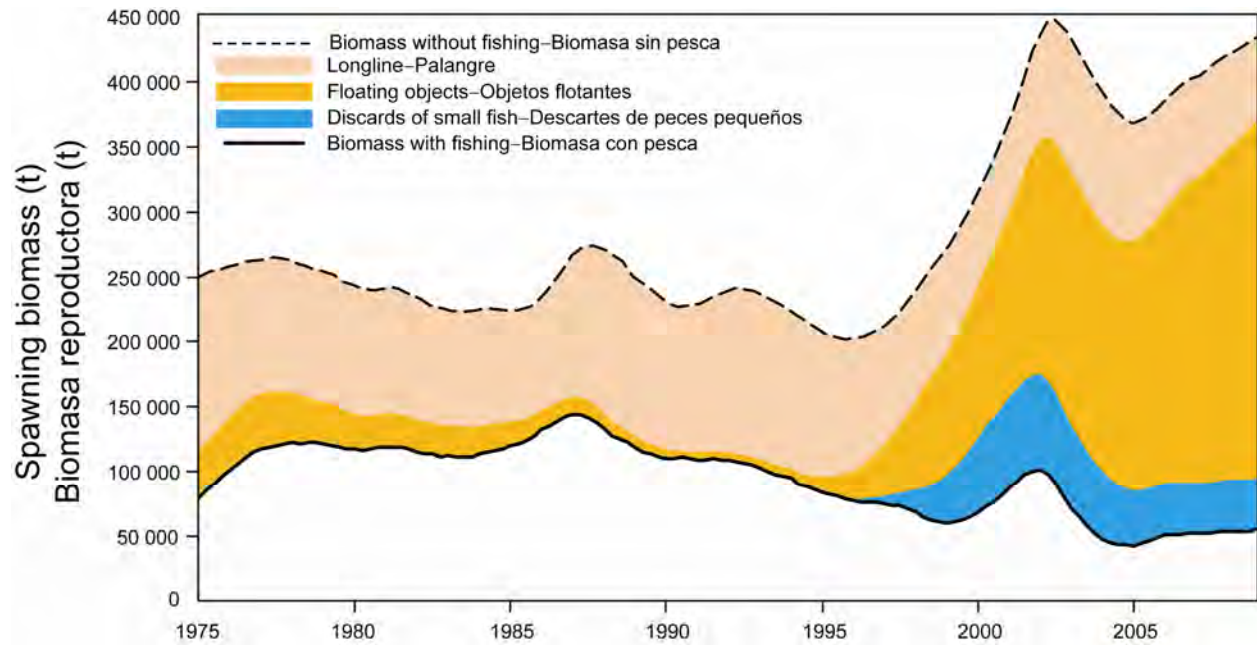


FIGURE 4.8. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.8. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

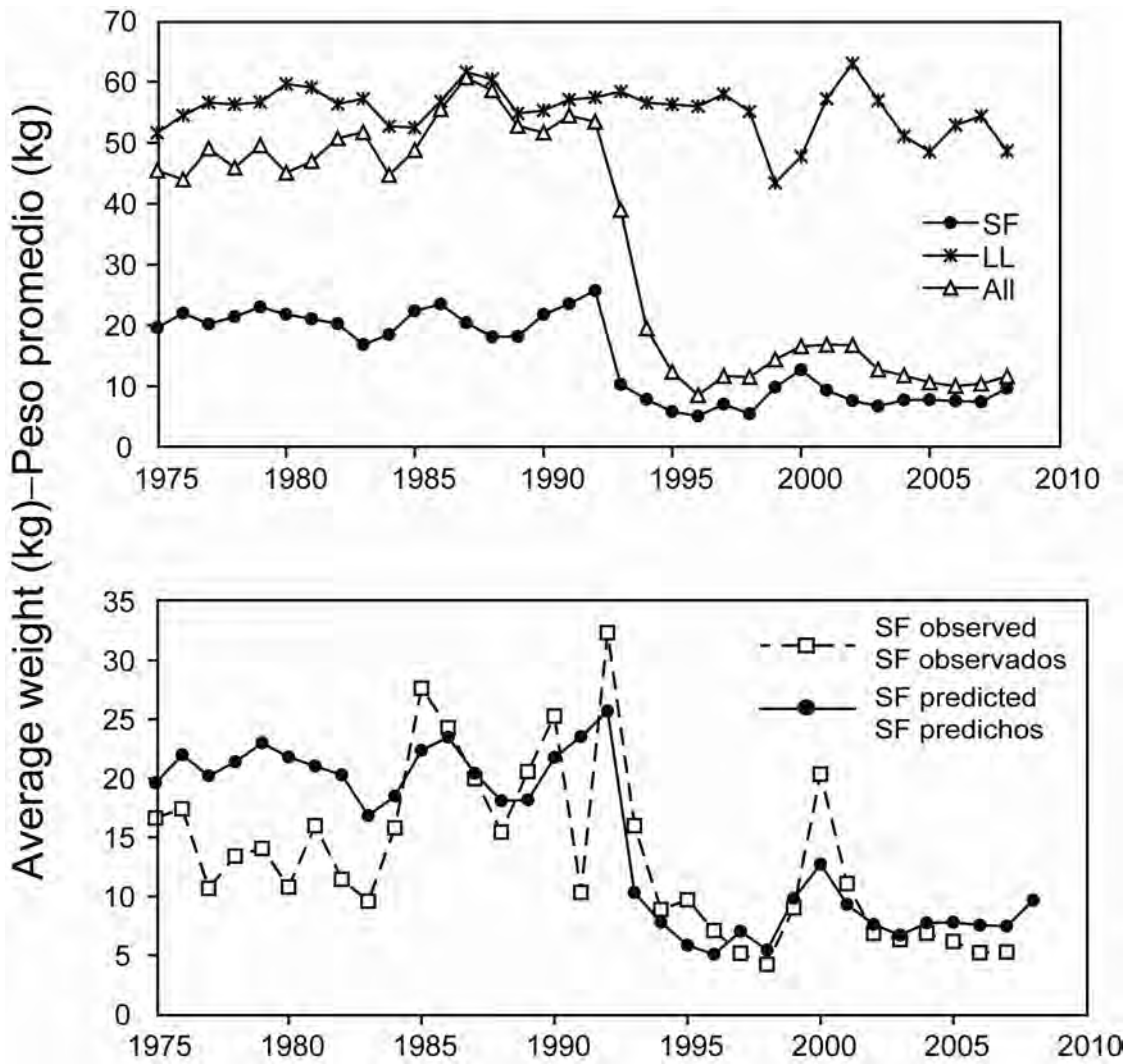


FIGURE 4.9. Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2008, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 8-9 and 14-15), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; lower panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries.

FIGURA 4.9. Peso medio estimado de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2008, por las pesquerías de superficie (SF, Pesquerías 1-7), de palangre (LL, Pesquerías 8, 9 y 14-15), y todas las pesquerías combinadas (All). Recuadro superior: pesos medios predichos; recuadro inferior: pesos medios predichos y observados de las pesquerías de superficie.

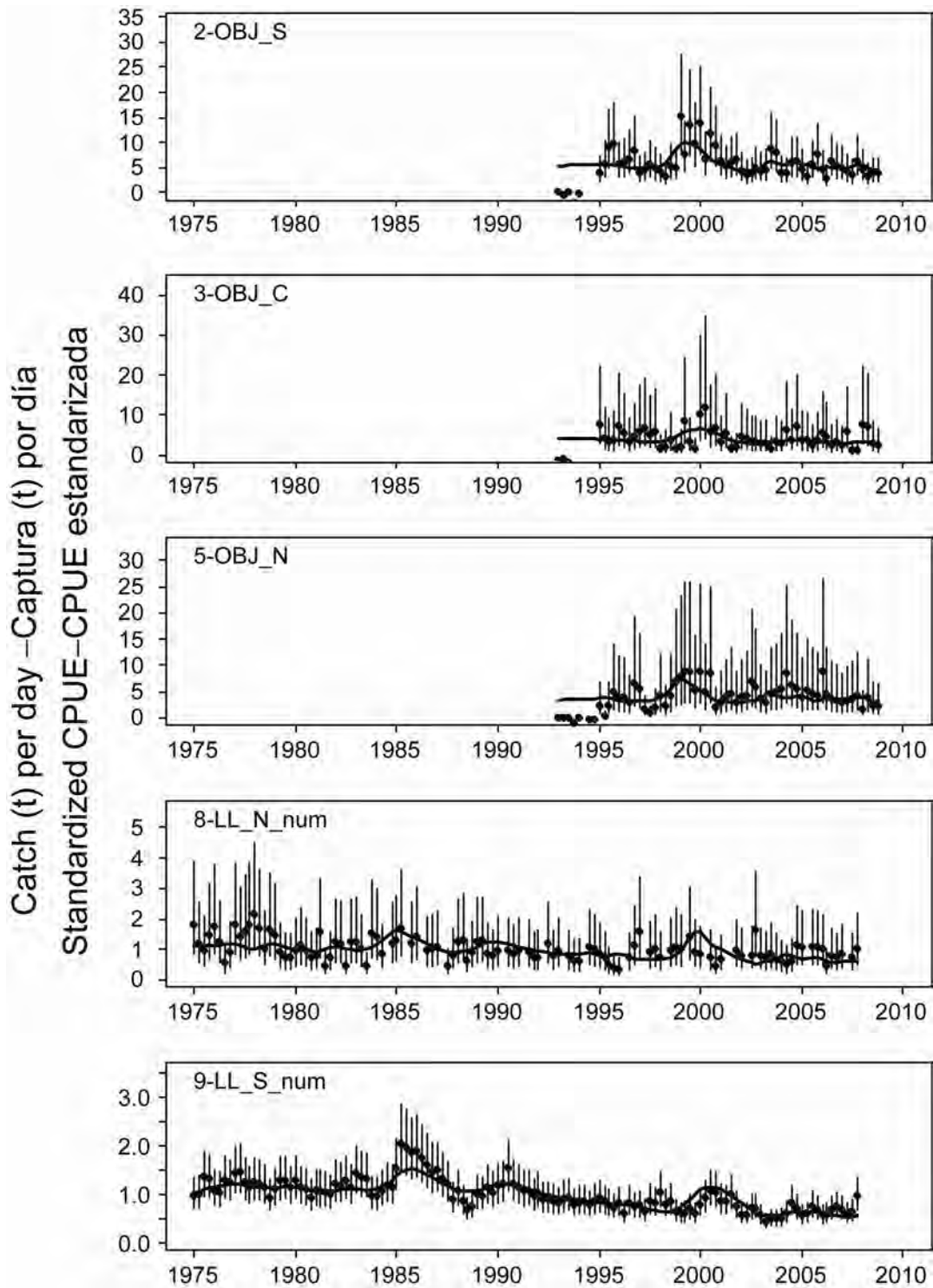


FIGURE 4.10. Model fit to the CPUE data from different fisheries. The CPUEs for surface fisheries 2, 3 and 5 are in tons per day fished, and those for longline fisheries 8 and 9 in standardized CPUE. t = metric tons. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.10. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de varias pesquerías. Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie 2, 3 y 5 en kilogramos por día de pesca, y aquéllas de las pesquerías de palangre (8 y 9) en CPUE estandarizada.

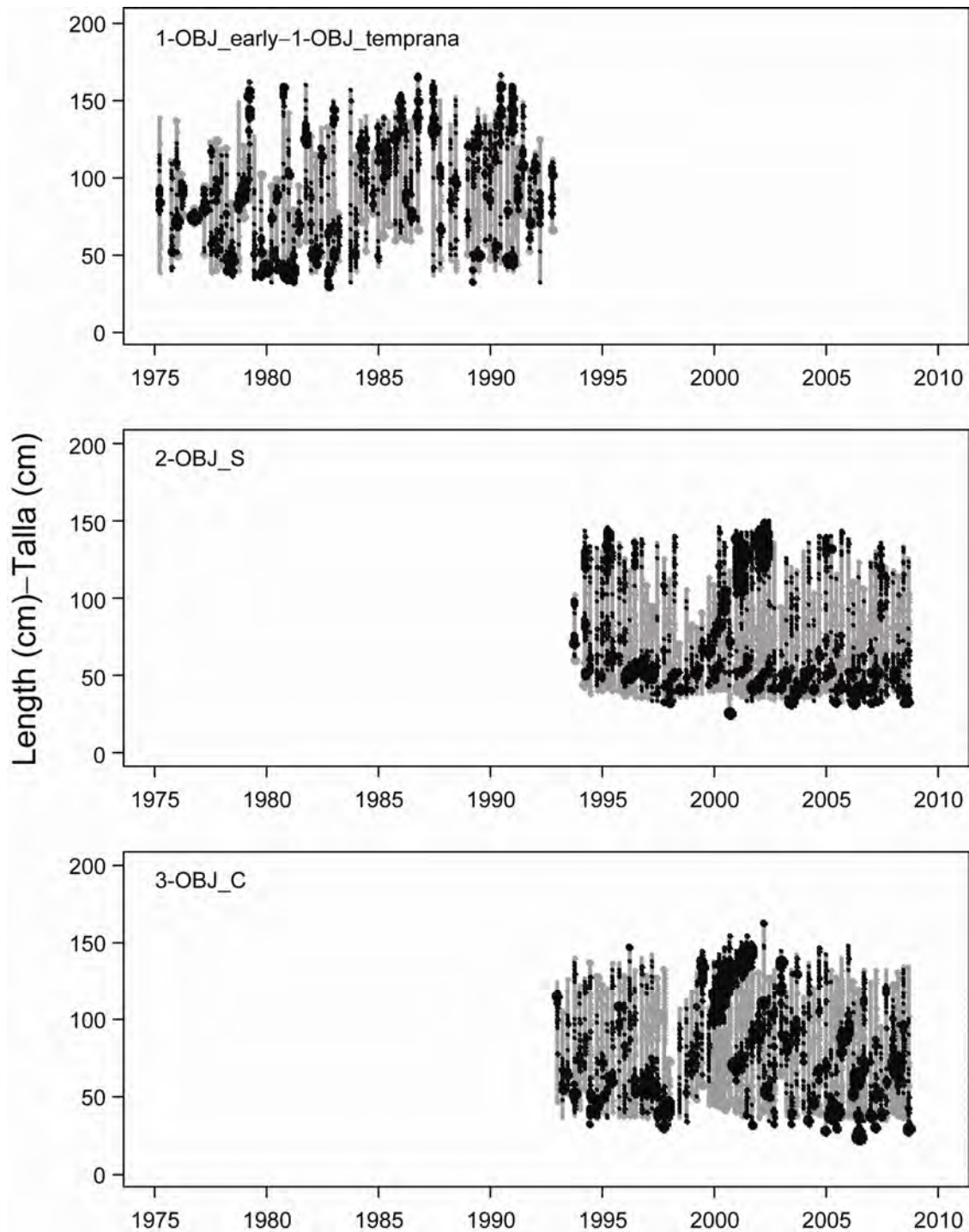


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fishery 1. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 1. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

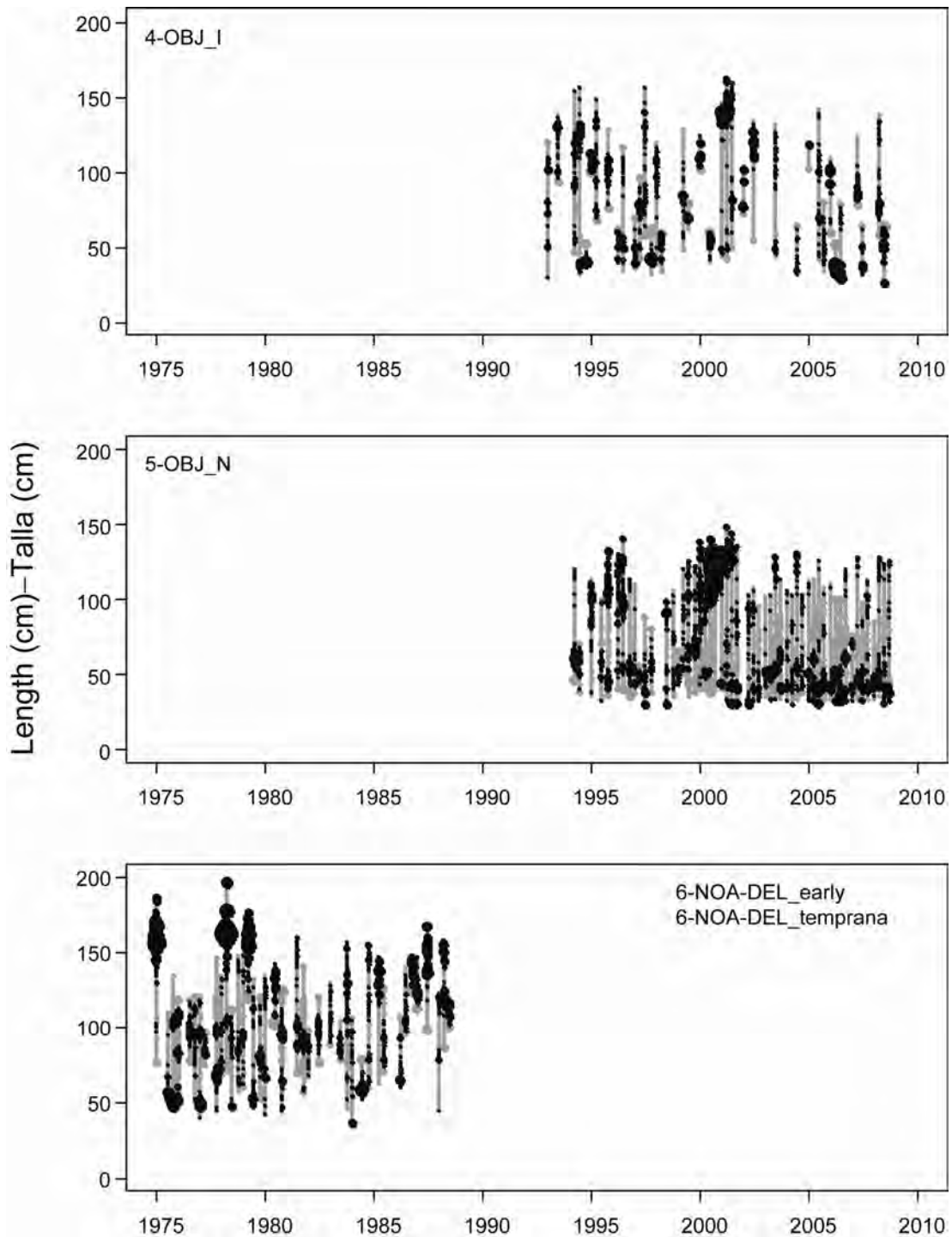


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fishery 2. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 2. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

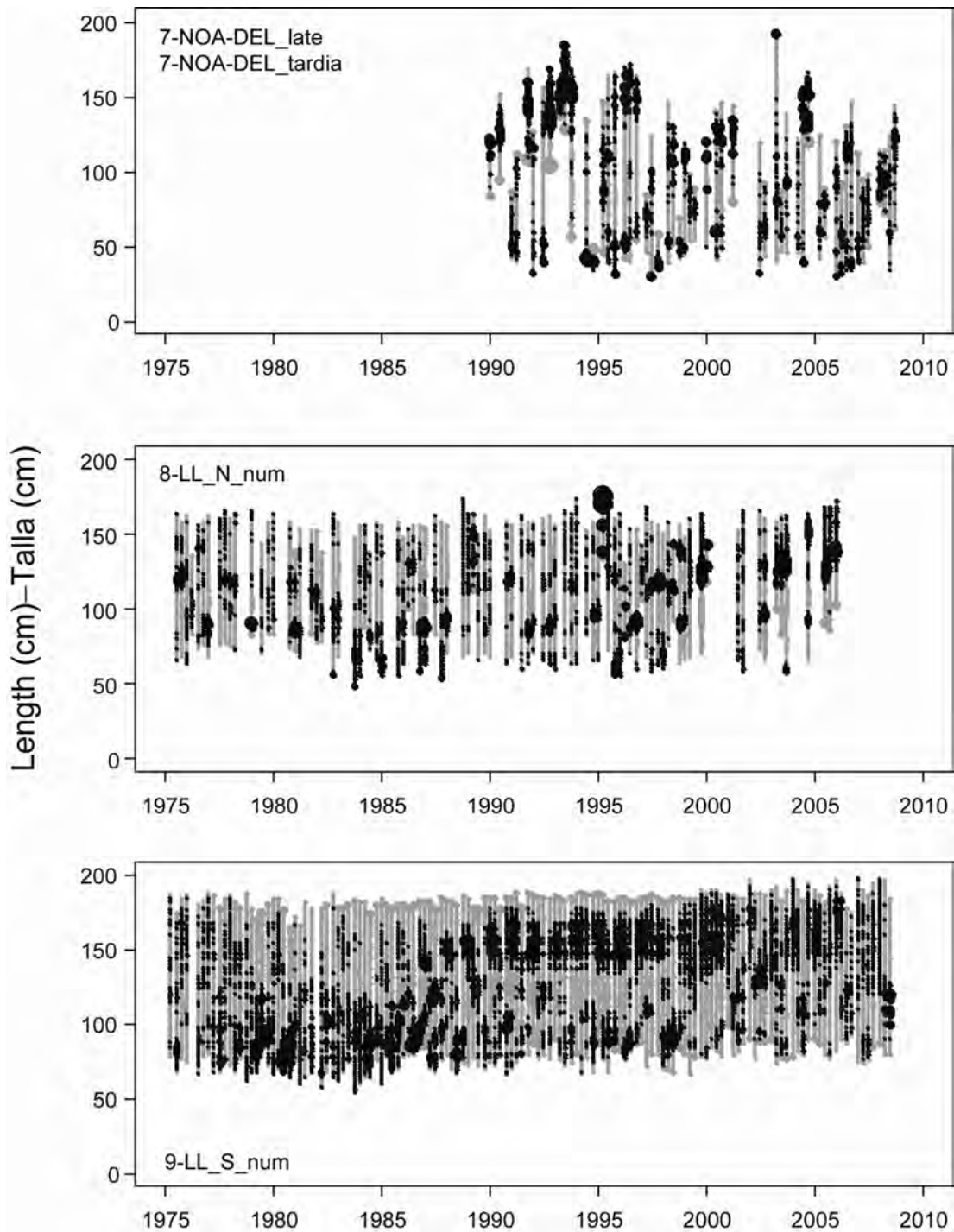


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fishery 3. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 3. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

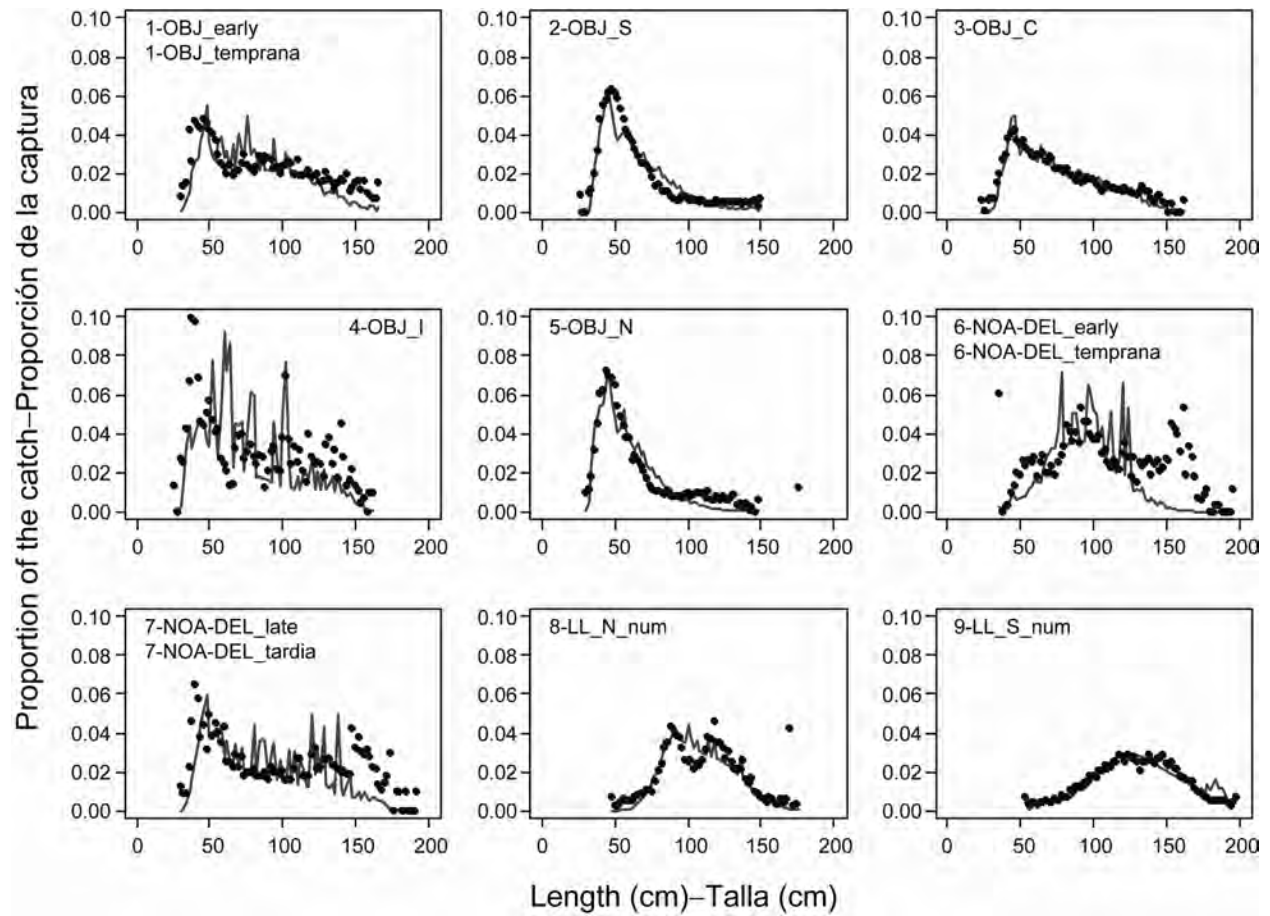


FIGURE 4.11d. Average observed (dots) and predicted (curves) length-compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11d. Composición por tamaño media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO.

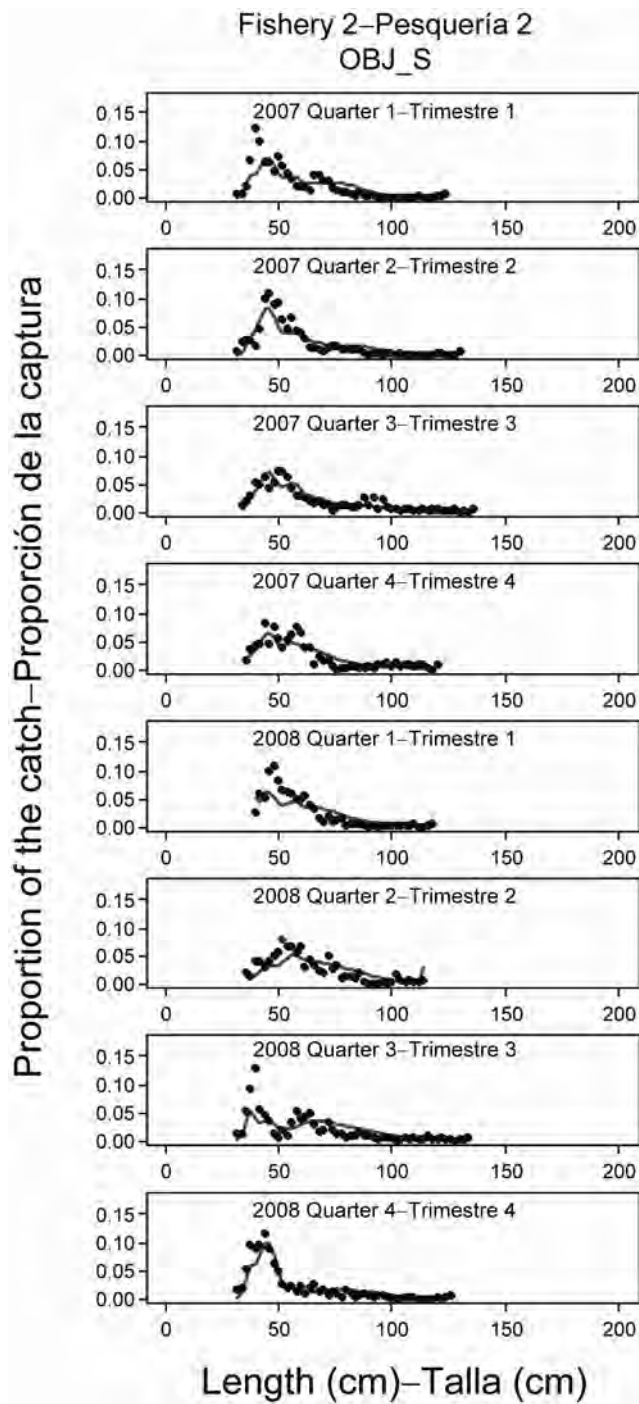


FIGURE 4.11e. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 2.

FIGURA 4.11e. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 2.

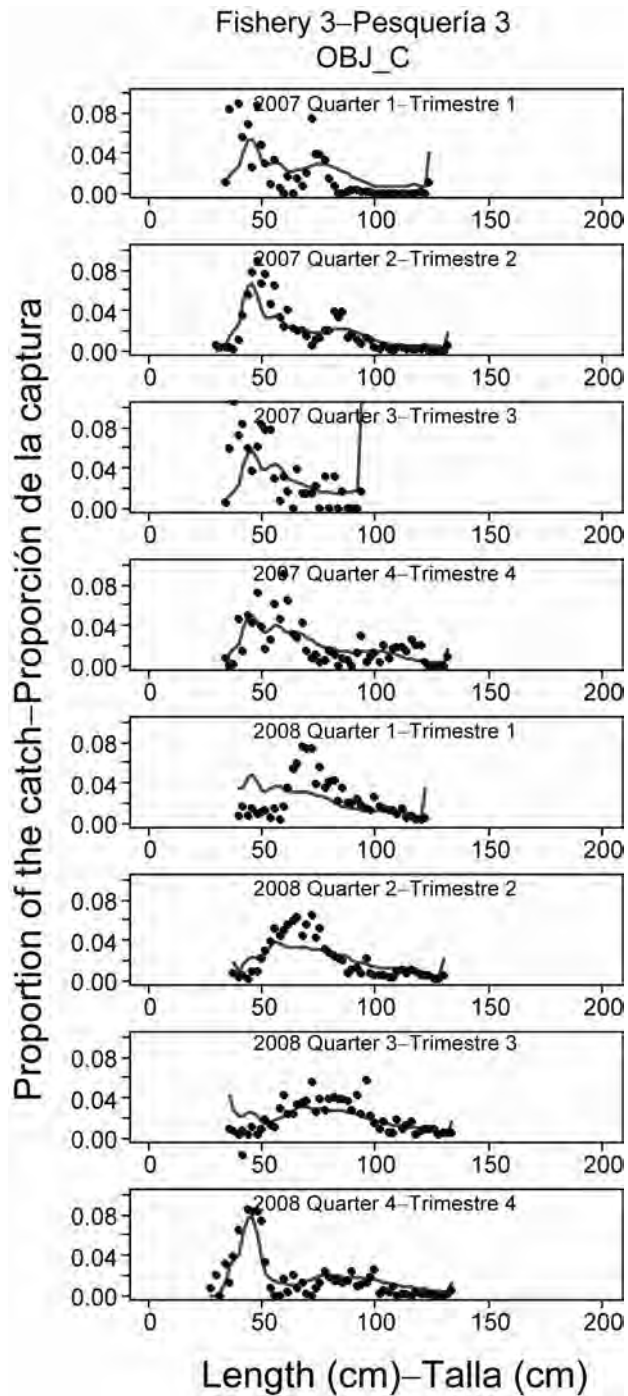


FIGURE 4.11f. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 3.

FIGURA 4.11f. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 3.

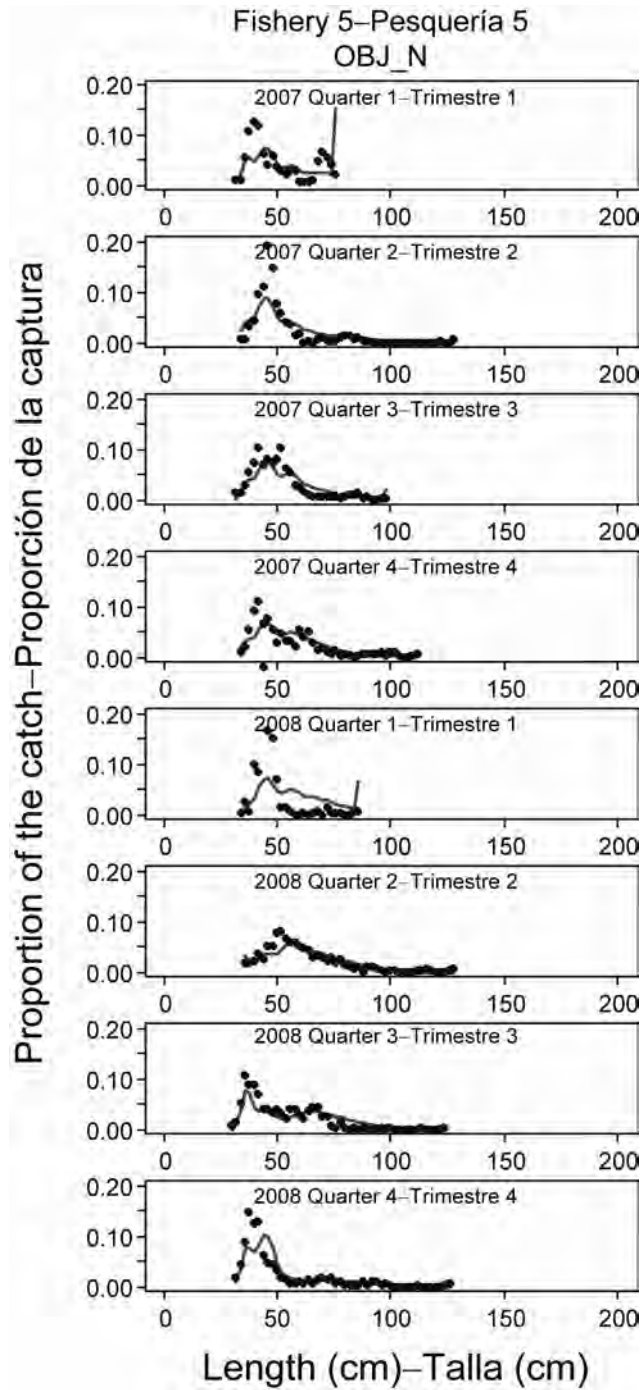


FIGURE 4.11g. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 5.

FIGURA 4.11g. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 5.

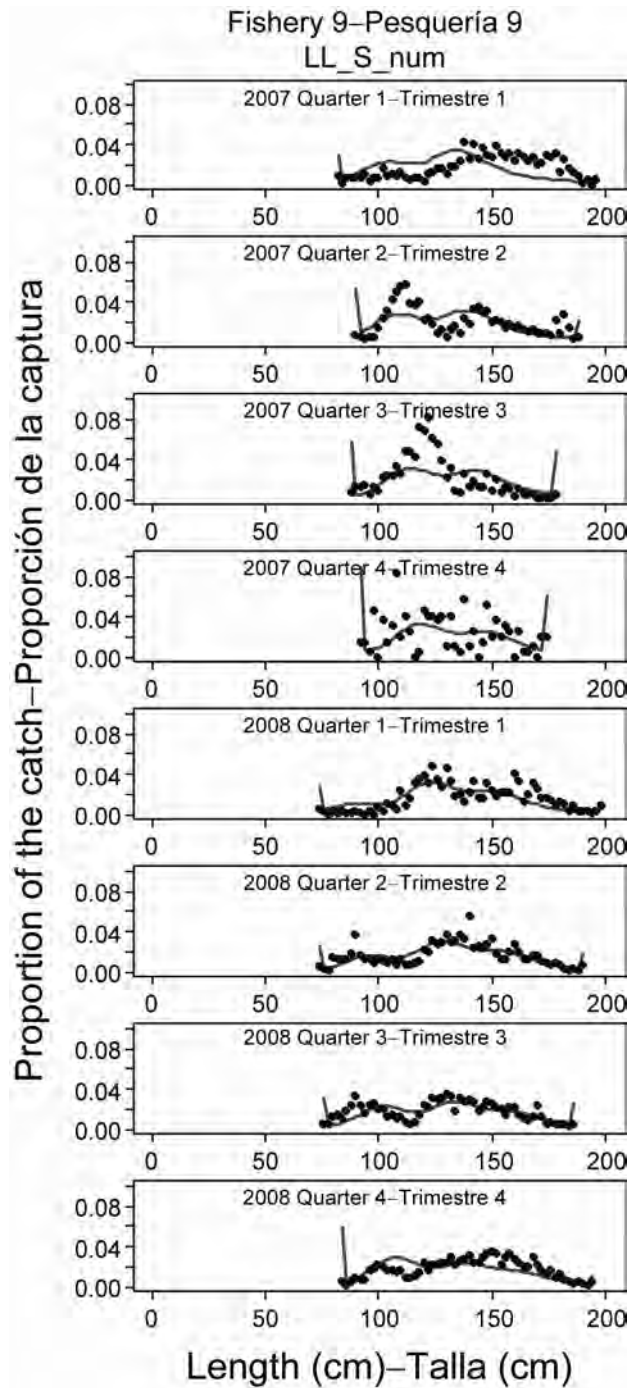


FIGURE 4.11h. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 9.

FIGURA 4.11h. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 9.

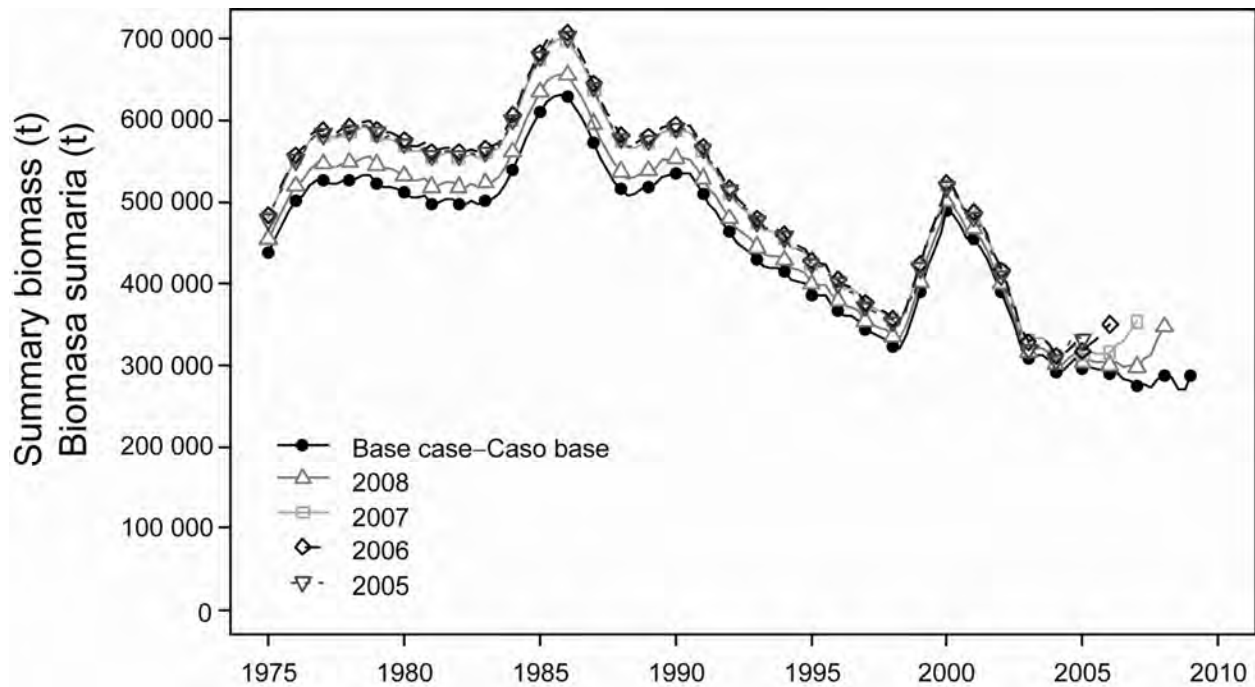


FIGURE 4.12. Retrospective comparisons of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2008), two years (2008 and 2007), three years (2008, 2007, and 2006) or four years (2008, 2007, 2006, and 2005) of data were excluded. t = metric tons.

FIGURA 4.12. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2008), o de los dos años (2008 y 2007), tres años (2008, 2007, y 2006), o cuatro años (2008, 2007, 2006, y 2005) más recientes. t = toneladas métricas.

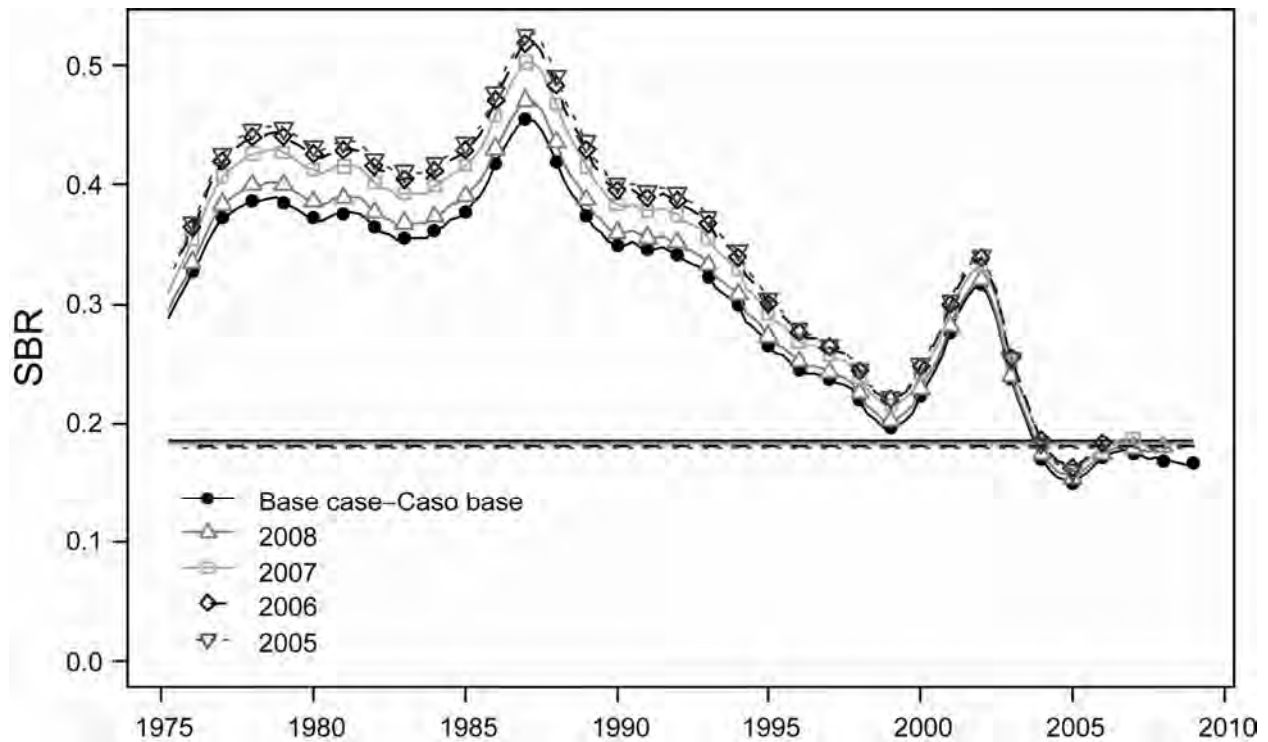


FIGURE 4.13. Retrospective comparisons of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2008), two years (2008 and 2007), three years (2008, 2007, and 2006) or four years (2008, 2007, 2006, and 2005) of data were excluded.

FIGURA 4.13. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2008), o de los dos años (2008 y 2007), tres años (2008, 2007, y 2006), o cuatro años (2008, 2007, 2006, y 2005) más recientes.

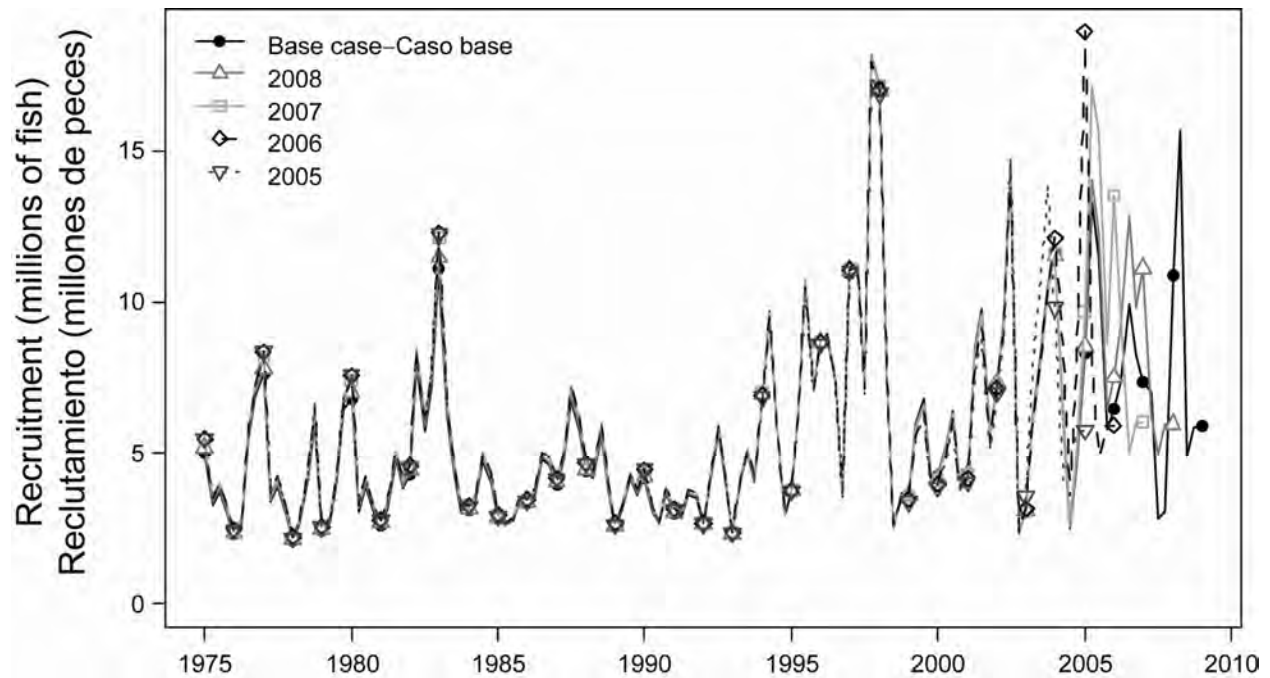


FIGURE 4.14. Retrospective comparisons of estimates of the recruitment of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2008), two years (2008 and 2007), three years (2008, 2007, and 2006) or four years (2008, 2007, 2006, and 2005) of data were excluded.

FIGURA 4.14. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2008), o de los dos años (2008 y 2007), tres años (2008, 2007, y 2006), o cuatro años (2008, 2007, 2006, y 2005) más recientes.

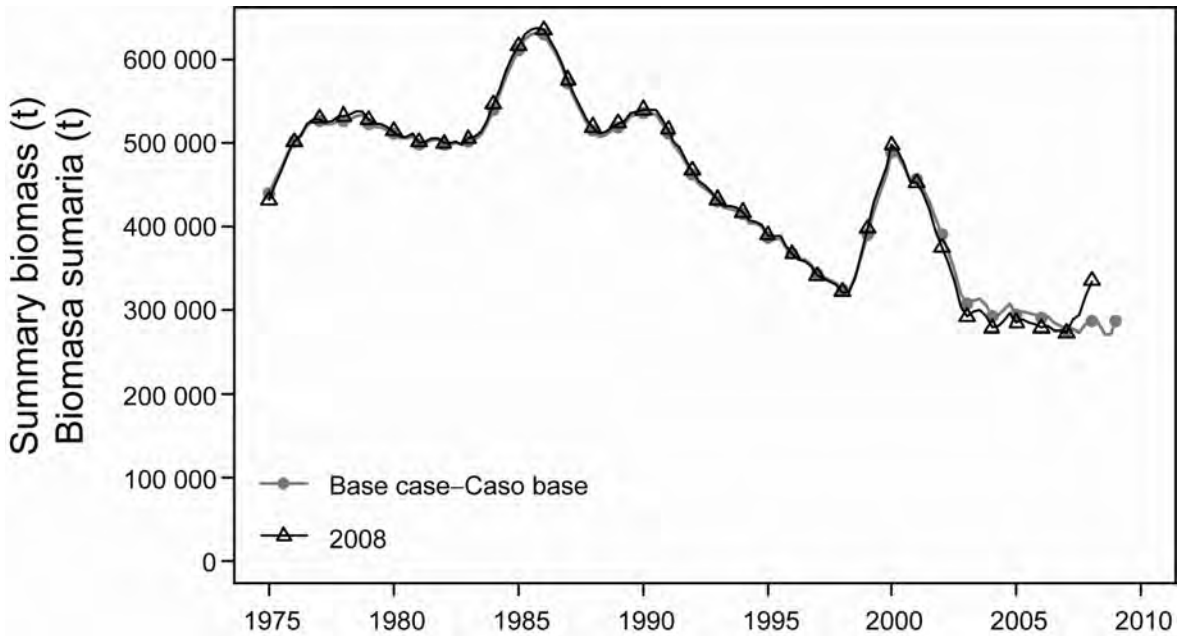


FIGURE 4.15. Comparison of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.15. Comparación de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.

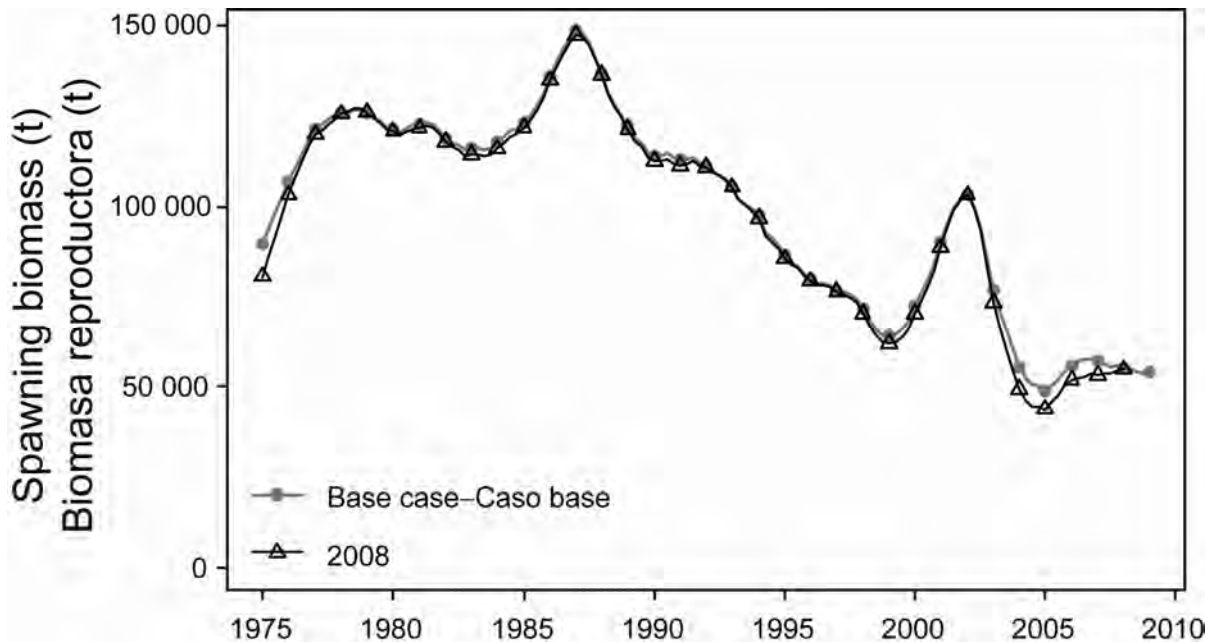


FIGURE 4.16. Comparison of estimates of the spawning biomass for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.16. Comparación del índice de biomasa reproductora estimada del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.

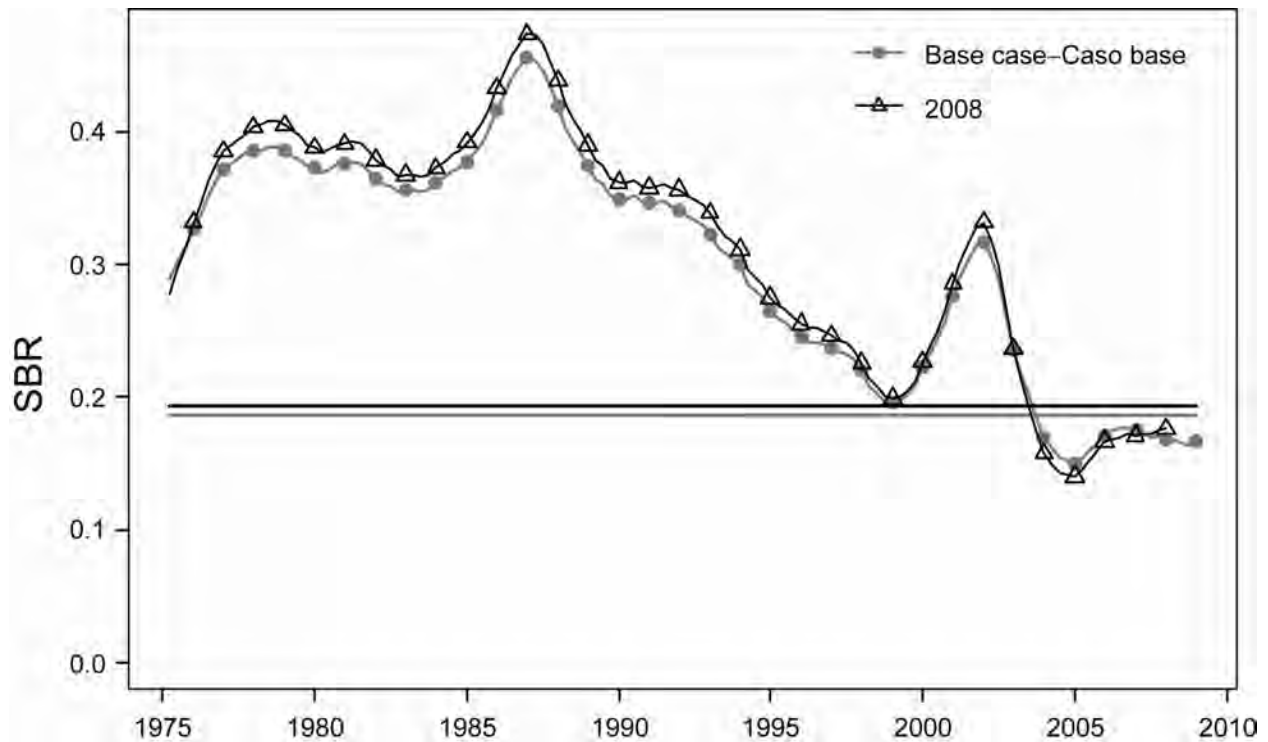


FIGURE 4.17. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment, both using SS. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

FIGURA 4.17. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual, ambas con SS. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

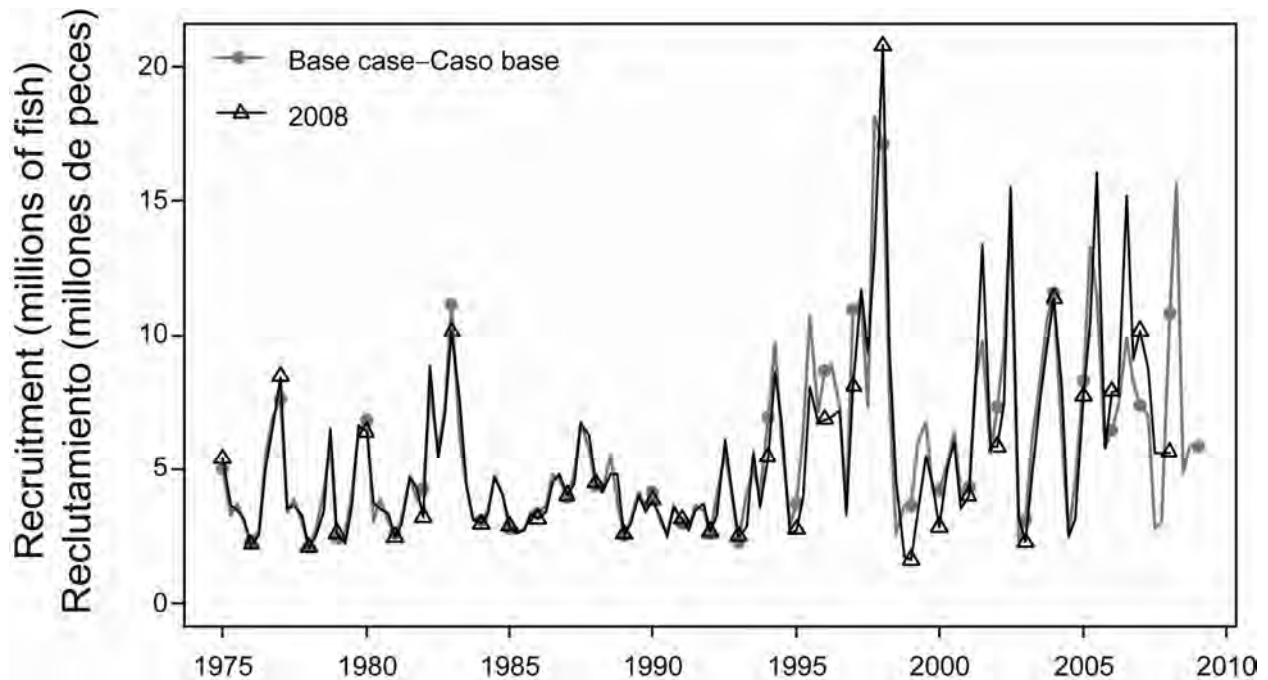


FIGURE 4.18a. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment, both using SS.

FIGURA 4.18. Comparación del reclutamiento estimado del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambas con SS.

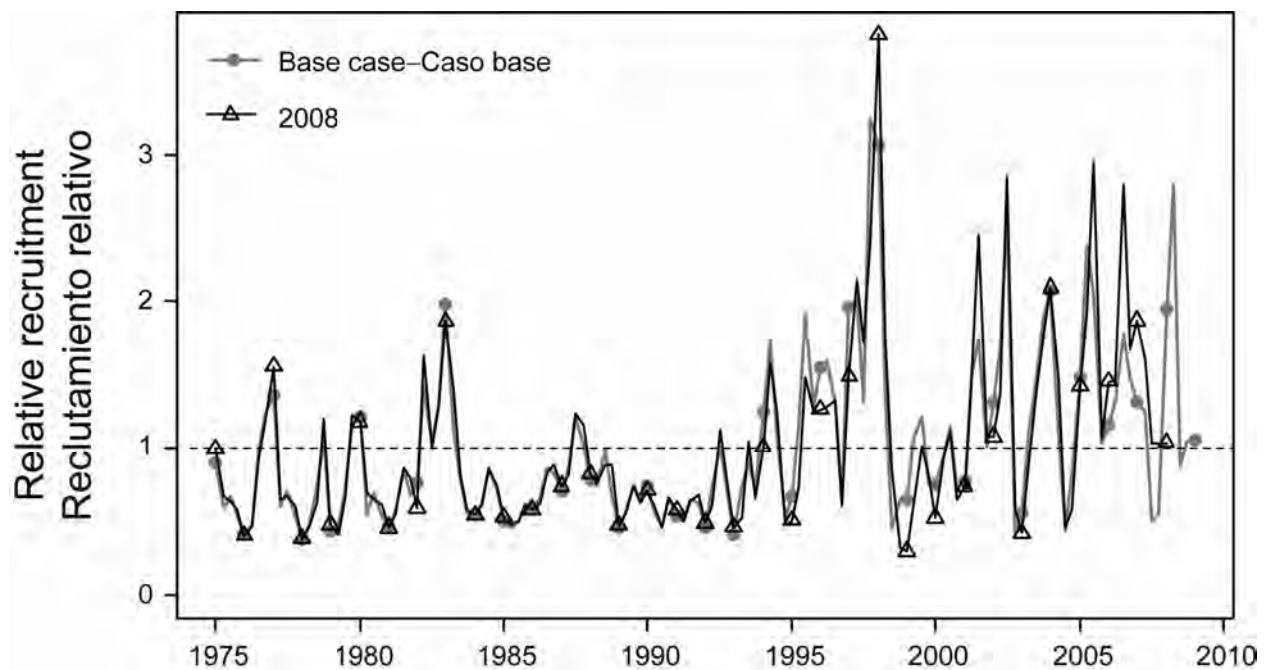


FIGURE 4.18b. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment, both using SS.

FIGURA 4.18b. Comparación del reclutamiento relativo estimado del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambas con SS.

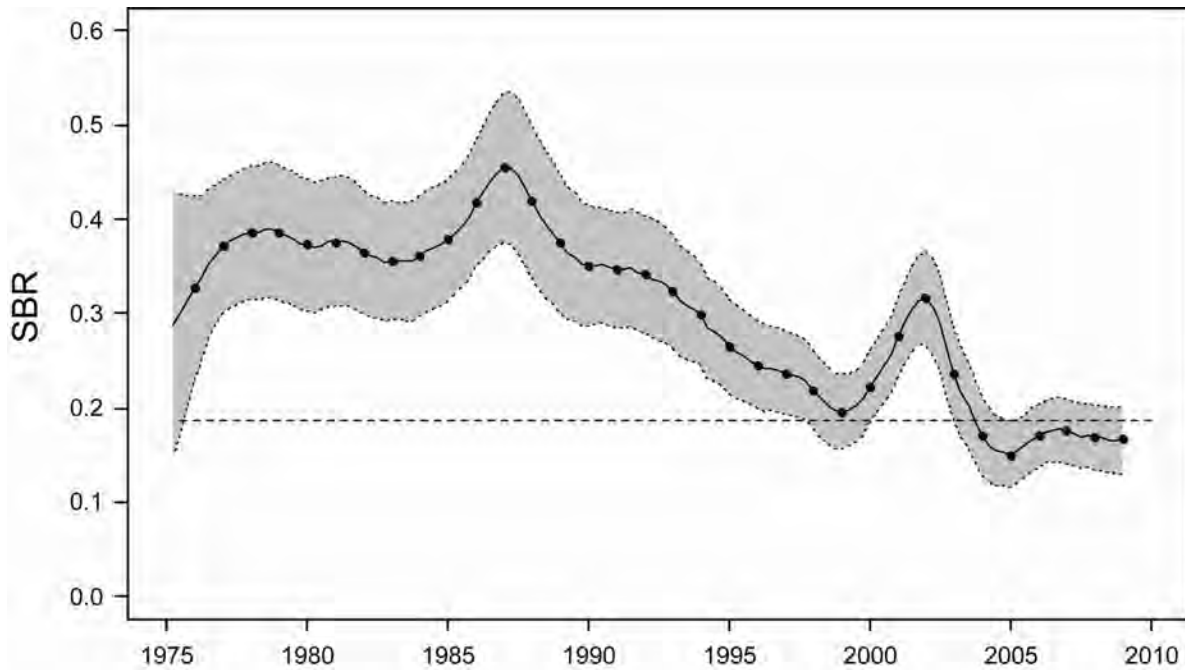


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area represents the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,19) identifica el SBR en RMS. La curva ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y el área sombreada representa los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

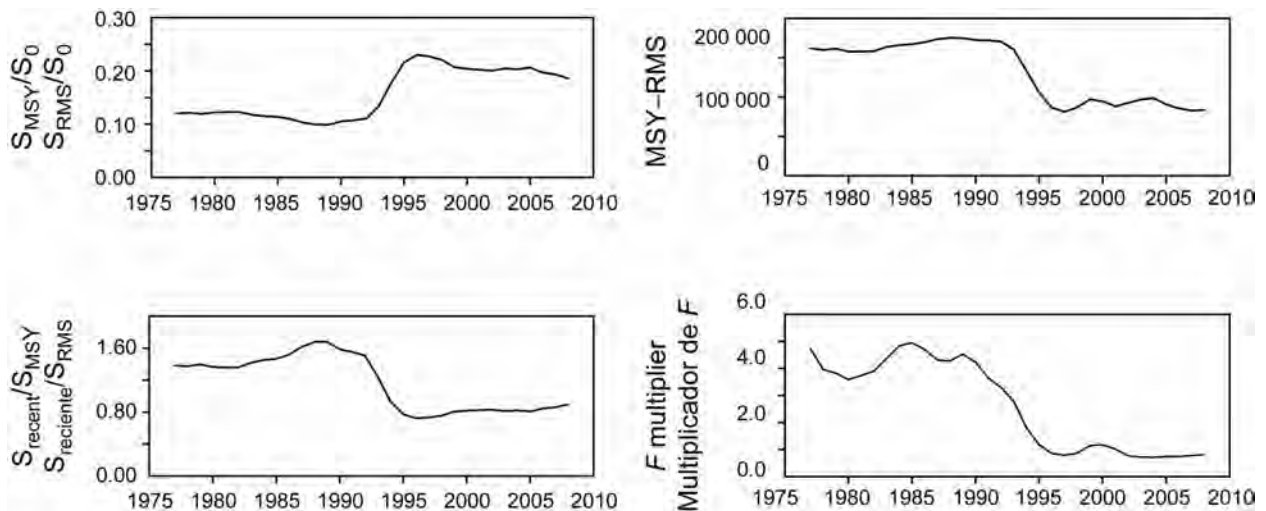


FIGURE 5.2. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2009.)

FIGURA 5.2. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ($S_{reciente}$ es la biomasa reproductora al principio de 2009.)

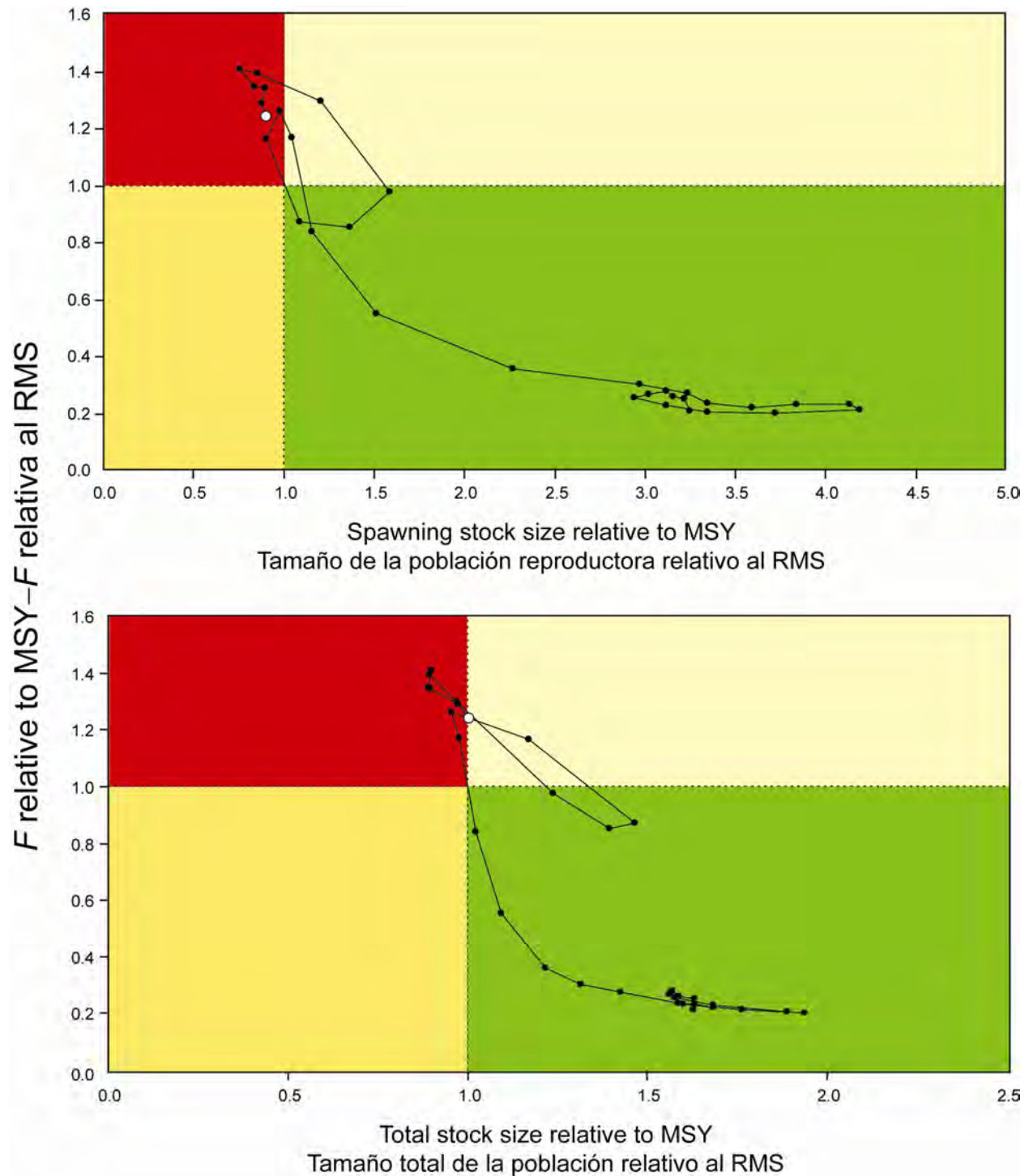


FIGURE 5.3. Phase plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate.

FIGURA 5.3. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente.

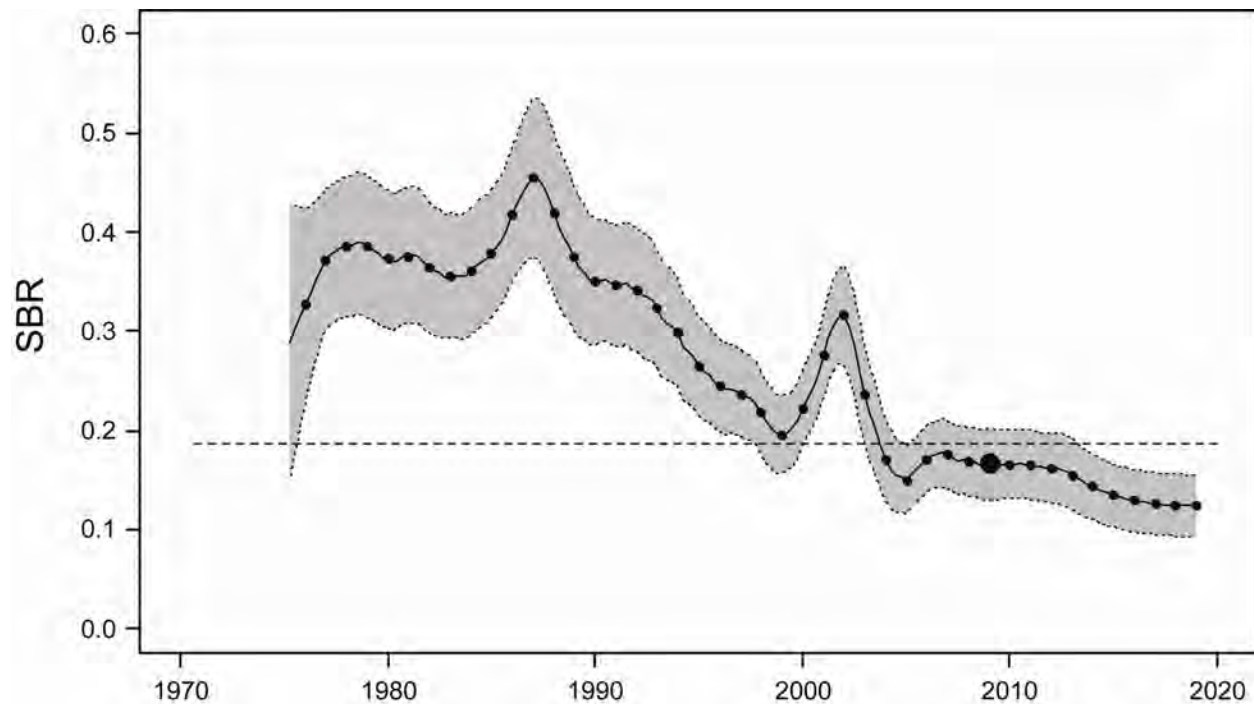


FIGURE 6.1a. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2010-2019 based on average fishing mortality rates during 2006-2008. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2009 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2006-2008. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2010-2019 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2006-2008. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.19) identifica el SBR en RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2009 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2006-2008. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

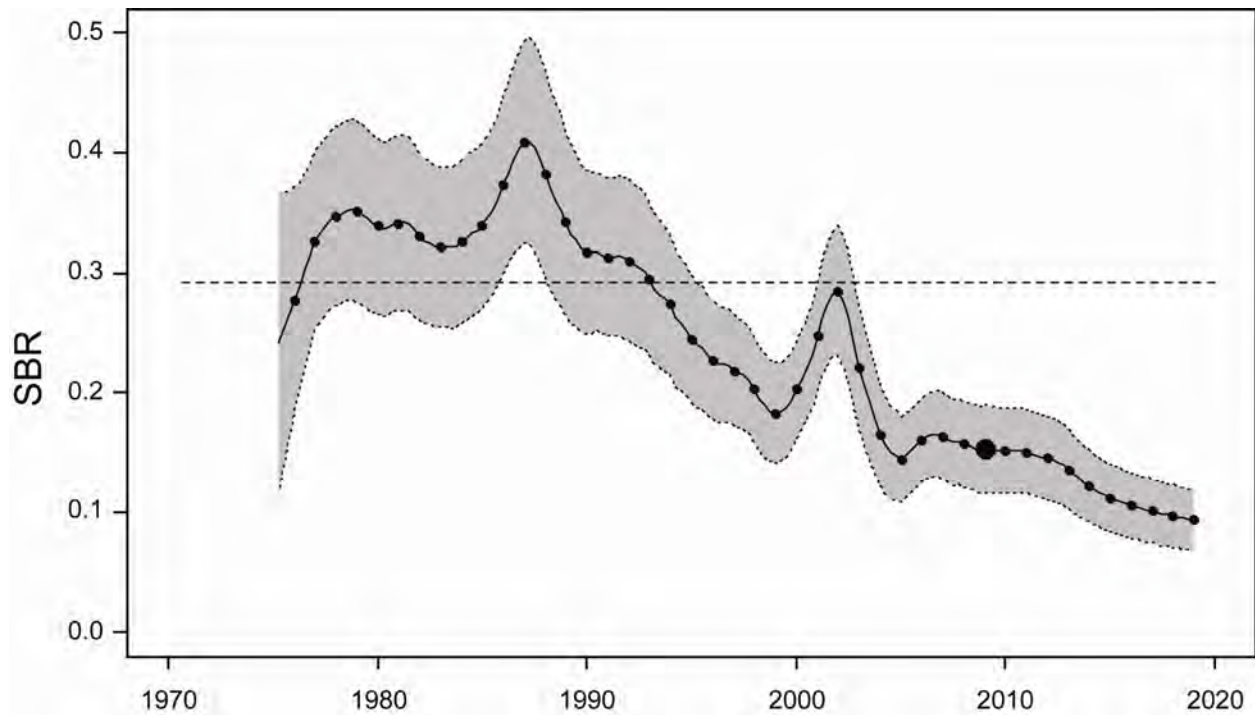


FIGURE 6.1b. Projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.29) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2009 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2006-2008. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1b. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,29) identifica el SBR en RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2009 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2006-2008. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

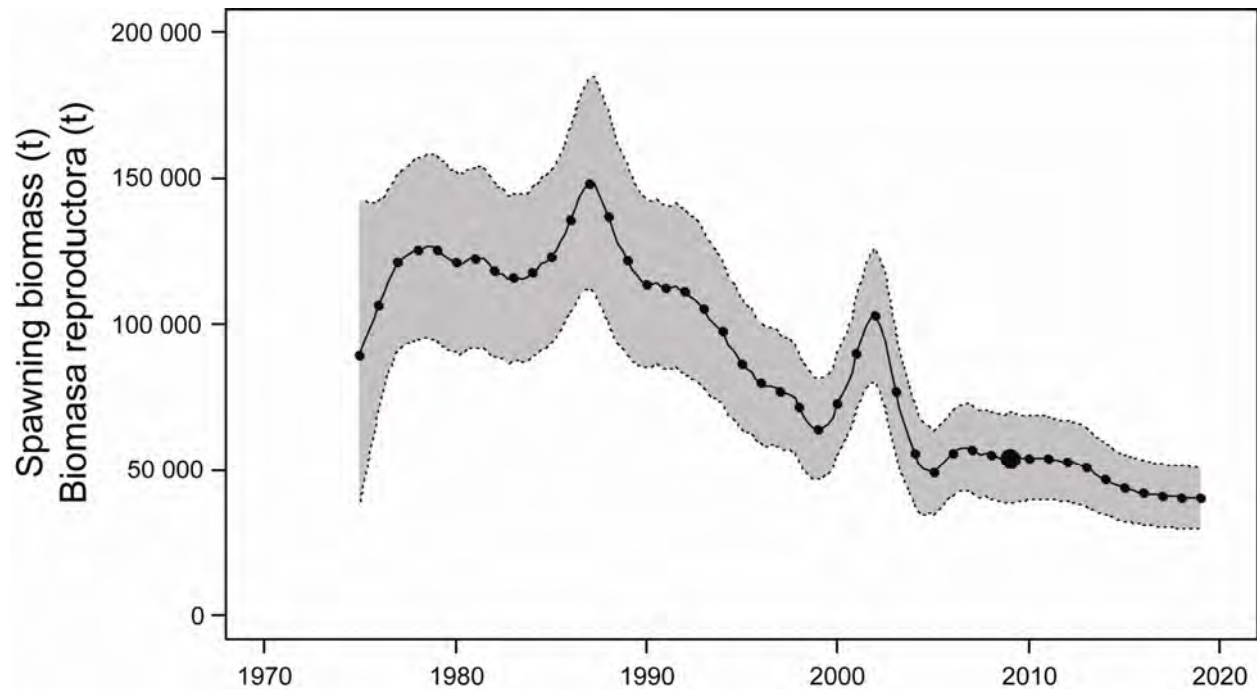


FIGURE 6.2. Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2010-2019 based on average fishing mortality rates during 2006-2008. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2009 (the large dot) indicate the spawning biomass predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2006-2008.. The areas between the dashed lines indicate the 95-percent confidence intervals, t = metric tons.

FIGURE 6.2. Biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2010-2019 basadas en las tasas de mortalidad por pesca media durante 2006-2008. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2009 (el punto grande) señalan la biomasa reproductora predicha si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2006-2008. La zona sombreada entre las líneas de trazos representa los intervalos de confianza de 95%. t = toneladas métricas.

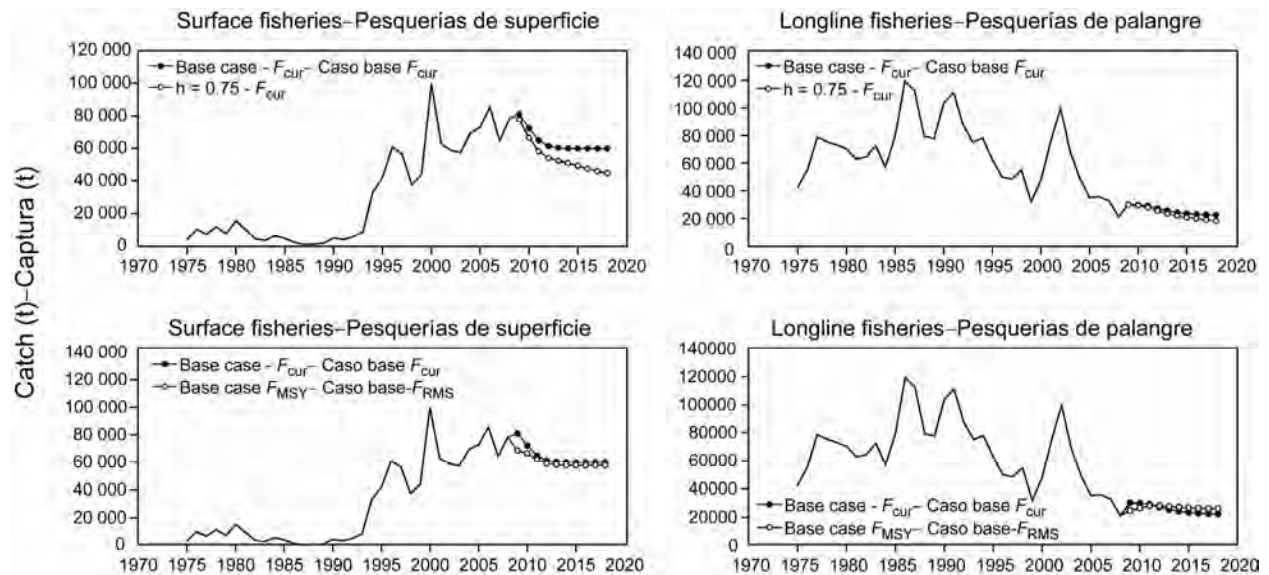


FIGURE 6.3. Predicted quarterly catches during 2009-2018 of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (left panels) and longline (right panels) fisheries, based on fishing mortality rates during 2006-2008. Predicted catches are compared between the base case (F_{cur}) and the analysis in which a stock-recruitment relationship was used (upper panels), and the analysis assuming F_{MSY} (lower panels). t = metric tons.

FIGURA 6.3. Capturas trimestrales predichas durante 2009-2018 de atún patudo en las pesquerías de cerco y caña (recuadros izquierdos) y de palangre (recuadros derechos), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2006-2008. Se comparan las capturas predichas entre el caso base (F_{cur}) y el análisis en el que se usó una relación población-reclutamiento (recuadros superiores), y el análisis que supuso F_{RMS} (recuadros inferiores). t = toneladas métricas.

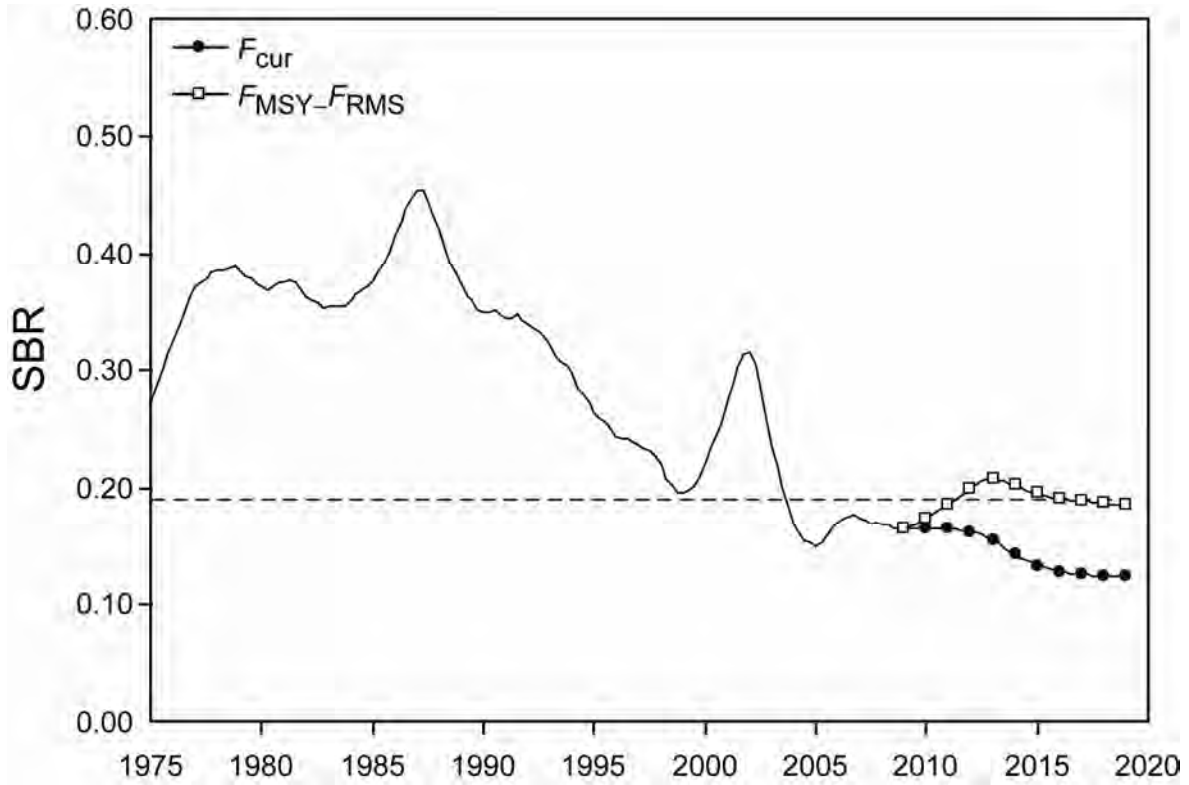


FIGURE 6.4. Projected spawning biomass ratio (SBR) from the base case model assuming a harvesting strategy targeting current fishing mortality rates (status quo) and the fishing mortality rate corresponding to MSY (F_{MSY}).

FIGURA 6.4. Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado por el modelo de caso base, suponiendo una estrategia de captura que apunta a las tasas actuales de mortalidad por pesca (estatu quo) y la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}).

TABLE 2.1. Fishery definitions used for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.1.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 se describen los descartes.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-2008	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	OBJ	1993-2008	7, 9	
4	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-2008	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1975-1989	1-13	
7	PS LP	NOA DEL	1990-2008	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1975-2008	N of—de 15°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
9	LL		1975-2008	S of—de 15°N	retained catch only (in numbers) —captura retenida solamente (en número)
10	PS	OBJ	1993-2008	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
11	PS	OBJ	1993-2008	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
12	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
13	PS	OBJ	1993-2008	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5
14	LL		1975-2008	N of—de 15°N	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)
15	LL		1975-2008	S of—de 15°N	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)

TABLE 3.1. Age-specific maturity schedule (proportion of mature female fish) used to define the spawning biomass.

TABLA 3.1. Relación de madurez por edad (proporción de peces hembra maduros) usados para definir la biomasa reproductora.

Age (quarters)	Proportion mature	Age (quarters)	Proportion mature
Edad (trimestres)	Proporción madura	Edad (trimestres)	Proporción madura
1	0.00	21	0.96
2	0.00	22	0.98
3	0.00	23	0.98
4	0.00	24	0.99
5	0.00	25	0.99
6	0.01	26	1.00
7	0.01	27	1.00
8	0.02	28	1.00
9	0.04	29	1.00
10	0.06	30	1.00
11	0.10	31	1.00
12	0.16	32	1.00
13	0.23	33	1.00
14	0.33	34	1.00
15	0.45	35	1.00
16	0.59	36	1.00
17	0.71	37	1.00
18	0.82	38	1.00
19	0.89	39	1.00
20	0.93	40	1.00

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment (thousands of age-0 quarters fish), summary biomass (fish of age-3 quarters and older), spawning biomass (metric tons), and spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado (miles de peces de edad 0), biomasa sumaria (peces de 3 trimestres o más de edad), biomasa reproductora (toneladas métricas), y cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO.

Year	Total recruitment	Summary biomass	Spawning biomass	SBR
Año	Reclutamiento total	Biomasa sumaria	Biomasa reproductora	SBR
1975	15,055	438,689	89,496	0.27
1976	17,404	501,172	106,657	0.33
1977	17,889	525,812	121,371	0.37
1978	14,856	526,818	125,914	0.39
1979	15,577	523,071	125,729	0.39
1980	16,753	510,801	121,424	0.37
1981	14,339	497,416	122,570	0.38
1982	25,193	497,459	118,792	0.36
1983	24,831	502,199	116,007	0.36
1984	15,301	539,620	117,744	0.36
1985	11,537	610,112	123,189	0.38
1986	16,386	630,249	135,999	0.42
1987	21,232	572,012	148,381	0.46
1988	17,782	515,683	136,886	0.42
1989	13,369	519,028	122,095	0.37
1990	13,458	535,144	114,055	0.35
1991	12,835	510,387	112,824	0.35
1992	16,290	462,666	111,266	0.34
1993	15,498	429,478	105,356	0.32
1994	25,688	414,420	97,648	0.30
1995	28,007	386,837	86,413	0.27
1996	28,460	367,577	79,999	0.25
1997	47,778	343,123	77,133	0.24
1998	31,013	323,754	71,600	0.22
1999	20,571	390,803	64,027	0.20
2000	19,907	488,763	72,672	0.22
2001	28,187	455,889	90,043	0.28
2002	33,601	390,765	103,310	0.32
2003	28,206	307,771	77,068	0.24
2004	24,807	292,493	55,532	0.17
2005	38,890	295,246	48,967	0.15
2006	32,031	290,452	55,689	0.17
2007	20,221	274,923	57,199	0.18
2008	37,256	287,383	55,089	0.17
2009		287,090	54,256	0.17

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes and weights of bigeye tuna derived from the base case model. The ages are quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño y peso promedio del atún patudo derivados del modelo de caso base. La edad es en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	22.21	0.31	21	158.92	90.35
2	34.50	1.08	22	161.94	95.41
3	45.95	2.48	23	164.76	100.30
4	56.62	4.54	24	167.38	105.00
5	66.57	7.26	25	169.83	109.50
6	75.85	10.59	26	172.11	113.80
7	84.49	14.48	27	174.23	117.89
8	92.56	18.85	28	176.21	121.76
9	100.07	23.64	29	178.06	125.41
10	107.08	28.76	30	179.78	128.84
11	113.61	34.15	31	181.39	132.03
12	119.70	39.73	32	182.89	135.01
13	125.38	45.44	33	184.28	137.76
14	130.67	51.22	34	185.58	140.30
15	135.60	57.03	35	186.79	142.63
16	140.20	62.82	36	187.93	144.77
17	144.49	68.55	37	188.98	146.72
18	148.49	74.20	38	189.96	148.50
19	152.21	79.72	39	190.88	150.13
20	155.69	85.11	40	191.73	151.62

TABLE 4.3a. Likelihood components obtained for the base case and sensitivity analyses. The likelihood components for the western and central Pacific Ocean (WCPO) data sensitivities are presented separately (see Table 4.3b), since the likelihood values are not comparable to those obtained from analyses which included data for the EPO only.

TABLA 4.3a. Componentes de verosimilitud obtenidos para los análisis del caso base y de sensibilidad. Se presentan por separado los componentes de verosimilitud para la sensibilidad a los datos del Pacífico occidental y central (WCPO; ver Tabla 4.3b), ya que los valores de verosimilitud no son comparables con aquéllos obtenidos de análisis que incluyeron datos del OPO solamente.

Data		Base case	h = 0.75	Richards growth curve
Datos		Caso base	h = 0.75	Curva de crecimiento de Richards
CPUE				
Fishery Pesquería	2	-38.69	-38.50	-40.65
	3	-6.55	-6.50	-7.19
	5	-5.31	-5.07	-7.01
	8	-50.39	-50.45	-48.78
	9	-168.12	-168.68	-170.18
	Sum	-269.06	-269.20	-273.81
Size composition Composición por tamaño				
Fishery Pesquería	1	163.86	163.73	165.14
	2	240.11	240.75	204.78
	3	295.99	295.80	284.54
	4	75.03	75.03	74.25
	5	173.68	174.29	146.17
	6	131.44	131.74	130.74
	7	138.27	137.14	138.97
	8	135.70	135.16	138.19
	9	294.22	296.92	297.92
	Sum	1648.30	1650.55	1580.71
Age composition Composición por edad		307.64	309.71	287.72
Recruitment Reclutamiento		-29.99	-25.46	-24.99
Total		1656.89	1665.61	1569.63

TABLE 4.3b. Likelihood components obtained from the two sensitivity analyses in which the western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E. Two sensitivity analyses were made: 1) fitted to CPUE and size composition data from WCPO fisheries in regions 2, 4, and 6 (see Figure C.1); 2) not fitted to WCPO data, and removing catch from the population by sharing selectivities with EPO fisheries catching fish of similar size.

TABLA 4.3b. Componentes de verosimilitud obtenidos para los dos análisis de sensibilidad en los que el límite occidental de la distribución de la población de patudo fue extendido de 150°O a 170°E. Se realizaron dos análisis de sensibilidad: 1) con ajuste a los datos de CPUE y composición de tallas de las pesquerías del Pacífico occidental y central (WCPO) en las regiones 2, 4, y 6 (ver Figura C.1); 2) sin ajuste a los datos del WCPO, y eliminando la captura de la población, compartiendo la selectividad con las pesquerías del OPO que capturan peces de tamaño similar.

Fishery Pesquería	CPUE		Size composition Composición por tamaño	
	Fitted Ajustada	Not fitted No ajustada	Fitted Ajustada	Not fitted No ajustada
1	-	-	172.12	163.833
2	-35.95	-37.9716	277.77	245.529
3	-6.86	-6.73673	340.35	296.067
4	-	-	79.57	75.0905
5	-5.06	-5.30383	179.39	177.755
6	-	-	132.94	131.308
7	-	-	156.11	138.863
8	-60.95	-52.3959	122.43	137.596
9	-169.07	-168.849	316.62	306.824
10	-	-	-	-
11	-	-	-	-
12	-	-	-	-
13	-	-	-	-
14	-	-	-	-
15	-	-	-	-
16	-12.50	-	268.81	-
17	-	-	79.21	-
18	-30.50	-	269.97	-
19	-	-	102.98	-
20	-	-	75.31	-
21	7.97	-	76.46	-
22	-	-	150.65	-
23	-	-	233.64	-
24	-	-	95.39	-
25	-	-	0.00	-
Sum	-312.93	-271.26	3129.70	1672.87
	Age composition Composición por edad			
	327.54	308.161		
	Recruitment Reclutamiento			
	-22.70	-32.7558		
	TOTAL LIKELIHOOD VEROSIMILITUD TOTAL			
	3121.62	1677.01		

TABLE 5.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2006-2008. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2009 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2008. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality from 2006-2008. WCPO: western and central Pacific Ocean.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2006-2008. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2009 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2008. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media de 2006-2008. WCPO: Océano Pacífico occidental y central

	Add WCPO regions 2,4,6				
	Base case	$h = 0.75$	Richards growth	Fitted to WCPO data	Not fitted to WCPO data
	Añadir regiones 2,4,6 del WCPO				
	Caso base	$h = 0.75$	Crecimiento de Richards	Ajuste a los datos del WCPO	Sin ajuste a los datos del WCPO
MSY-RMS	83,615	81,482	79,122	119,638	124,002
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	289,475	521,888	278,030	365,335	388,243
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	60,631	125,008	60,166	68,783	76,824
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.25	0.34	0.25	0.27	0.25
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.19	0.29	0.19	0.19	0.18
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	1.19	1.22	1.26	1.38	1.29
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.99	0.62	0.91	0.73	0.95
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.89	0.52	0.80	0.53	0.86
F multiplier- Multiplicador de F	0.81	0.54	0.73	0.59	0.79

TABLE 5.2. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the MSY and B_{MSY} are in metric tons. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality from 2006-2008. A sensitivity of the management quantities estimates to using the average fishing mortality rates for the period 2006-2007, is also presented. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas de atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan las estimaciones del RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMS en relación con la mortalidad por pesca promedio durante 2003-2004, 2005-2006 y 2004-2006. “solamente” significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

	Base case	Purse seine only	Longline only	
	Caso base	Cerco solamente	Palangre solamente	2006-2007
MSY-RMS	83,615	65,209	176,218	89,657
$B_{MSY} - B_{RMS}$	289,475	235,483	314,523	299,400
$S_{MSY} - S_{RMS}$	60,631	51,508	30,556	61,367
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.25	0.20	0.27	0.25
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.19	0.16	0.09	0.19
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	1.19	1.53	0.56	1.11
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.99	1.22	0.91	0.96
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.89	1.05	1.78	0.88
F multiplier-				
Multiplicador de F	0.81	1.22	5.97	0.81

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS
ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN

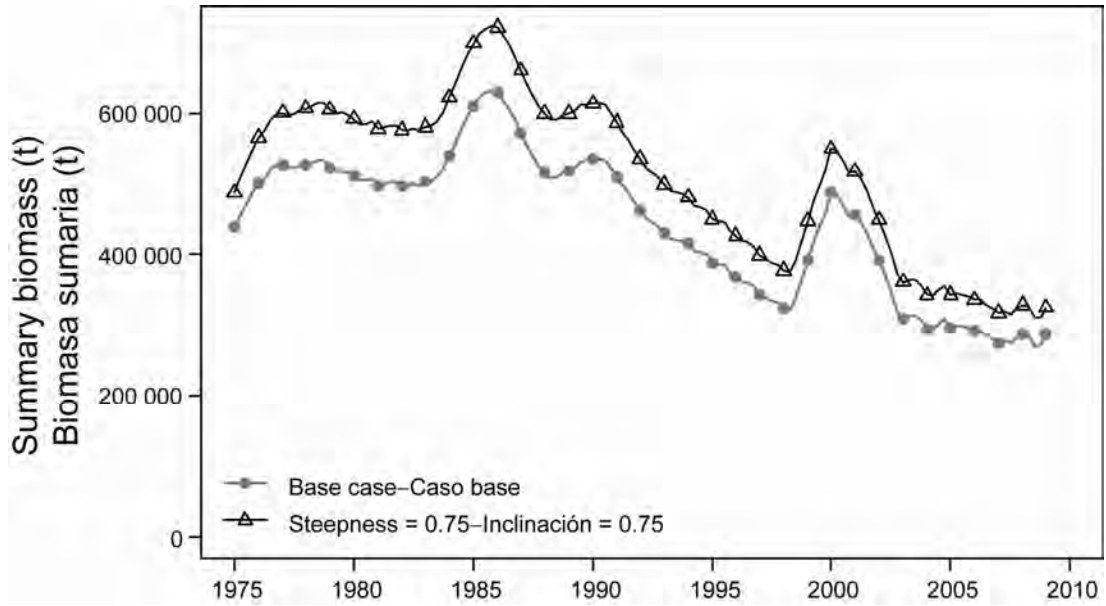


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). t = toneladas métricas.

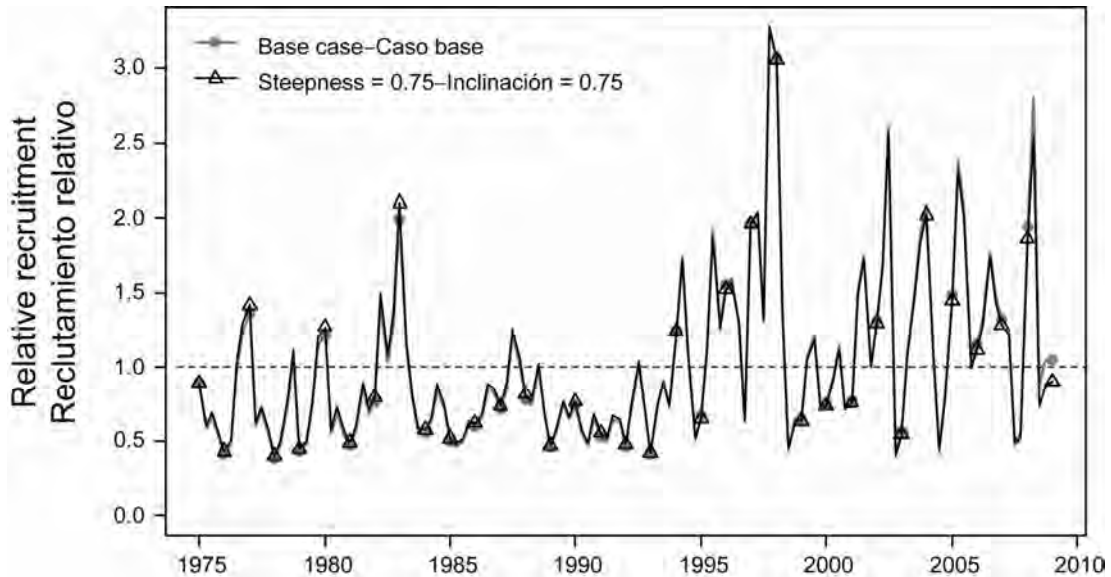


FIGURE A.2. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).

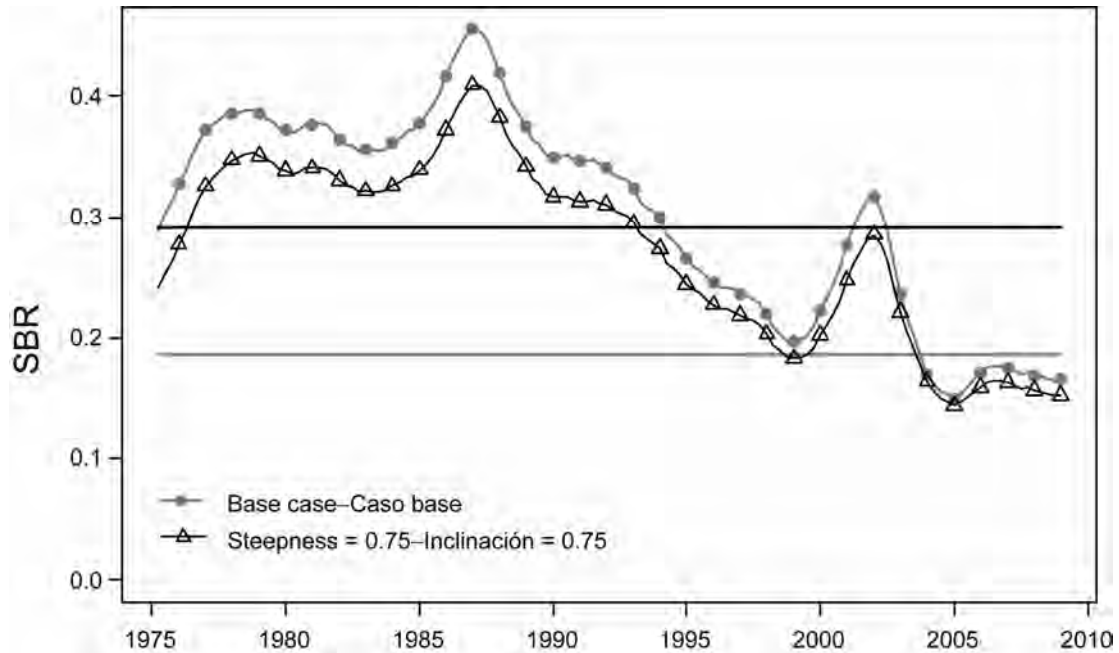


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.
FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

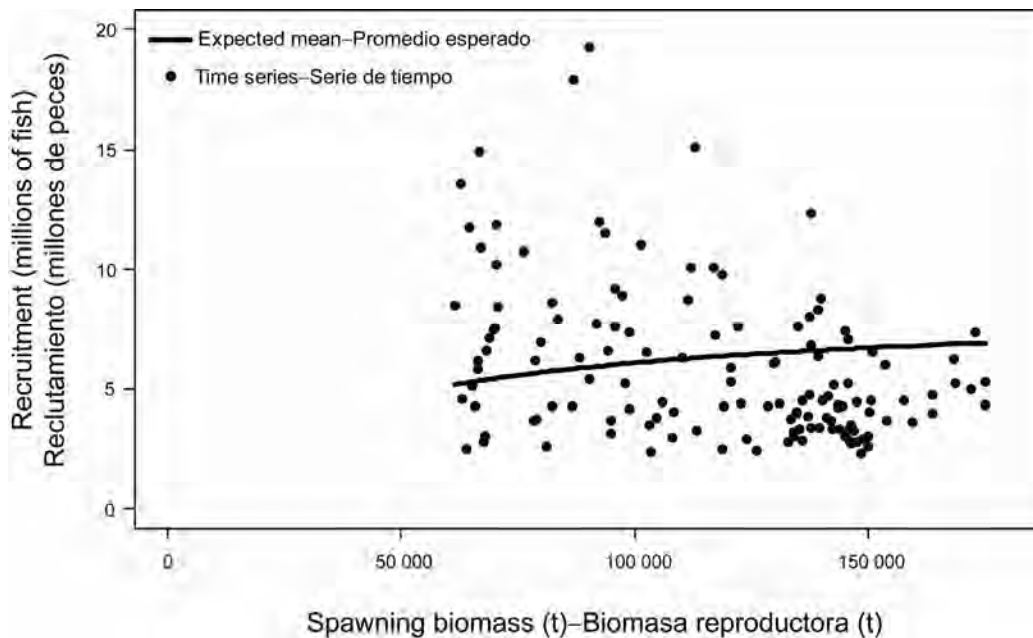


FIGURE A.4. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.4. Reclutamiento de atún patudo graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO USING A RICHARDS GROWTH CURVE
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL USO DE UNA CURVA DE CRECIMIENTO DE RICHARDS

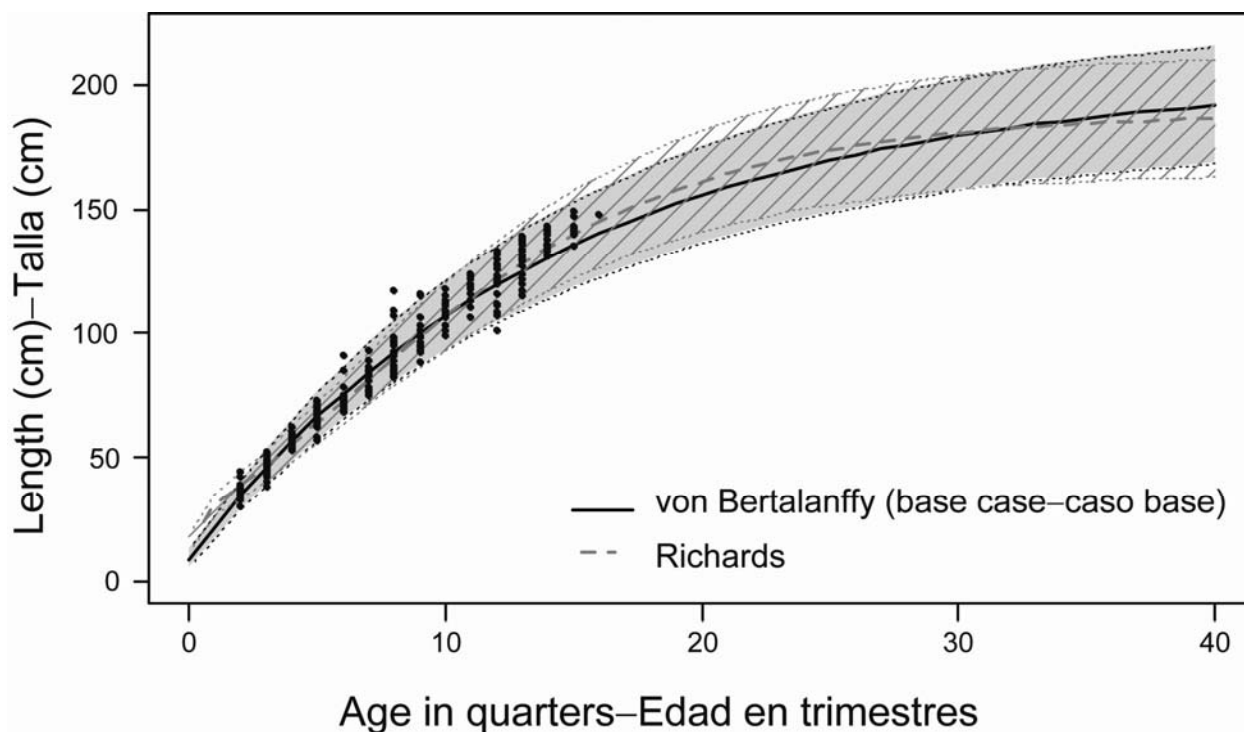


FIGURE B.1. Comparison of the von Bertalanffy (base case) and the Richards growth curves (sensitivity) fitted to age-at-length observations derived from otolith readings (dots). The confidence intervals (± 2 standard deviations) of the mean lengths are shown for each growth curve (shaded for the base case and solid diagonal lines for the Richards curve).

FIGURA B.1. Comparación de las curvas de crecimiento de von Bertalanffy (caso base) y de Richards (sensibilidad) ajustadas a las observaciones de edad por talla derivadas de lecturas de otolitos (puntos). Se ilustran para cada curva de crecimiento los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) de las tallas medias (sombreado para el caso base y con líneas de trazos para la curva de Richards).

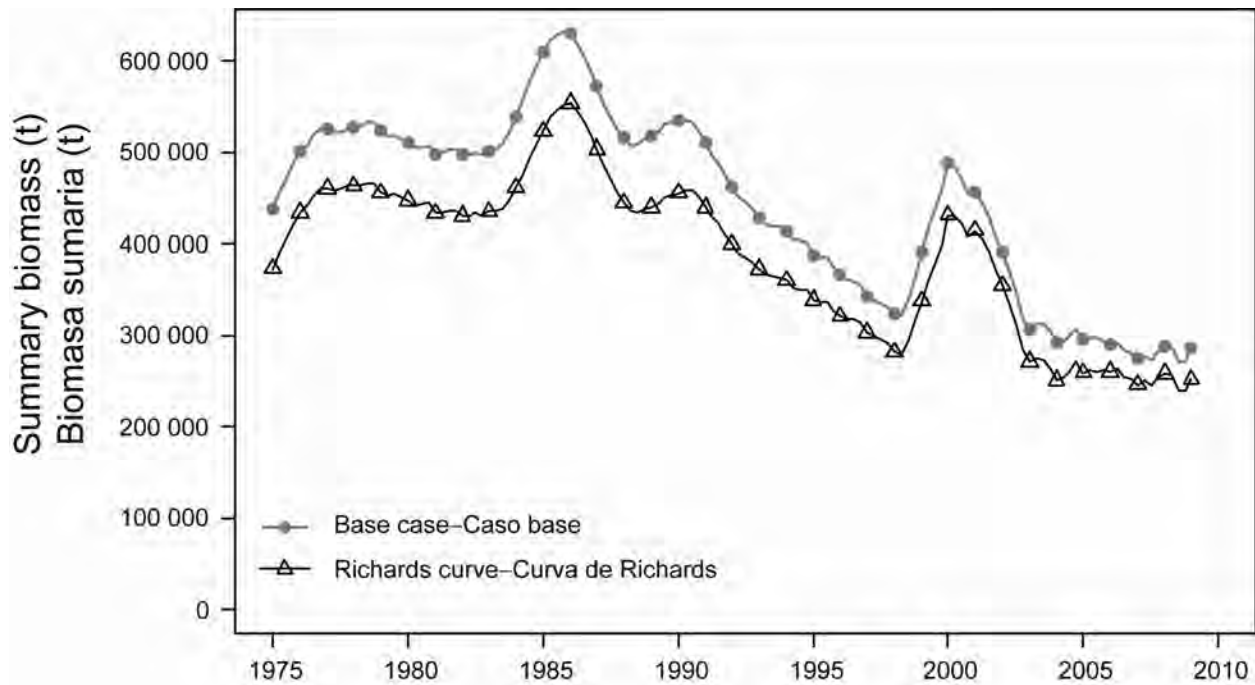


FIGURE B.2. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis using a von Bertalanffy growth curve with a model which assumes a Richards growth curve. t = metric tons.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de von Bertalanffy y de un modelo que supone una curva de crecimiento de Richards. t = toneladas métricas.

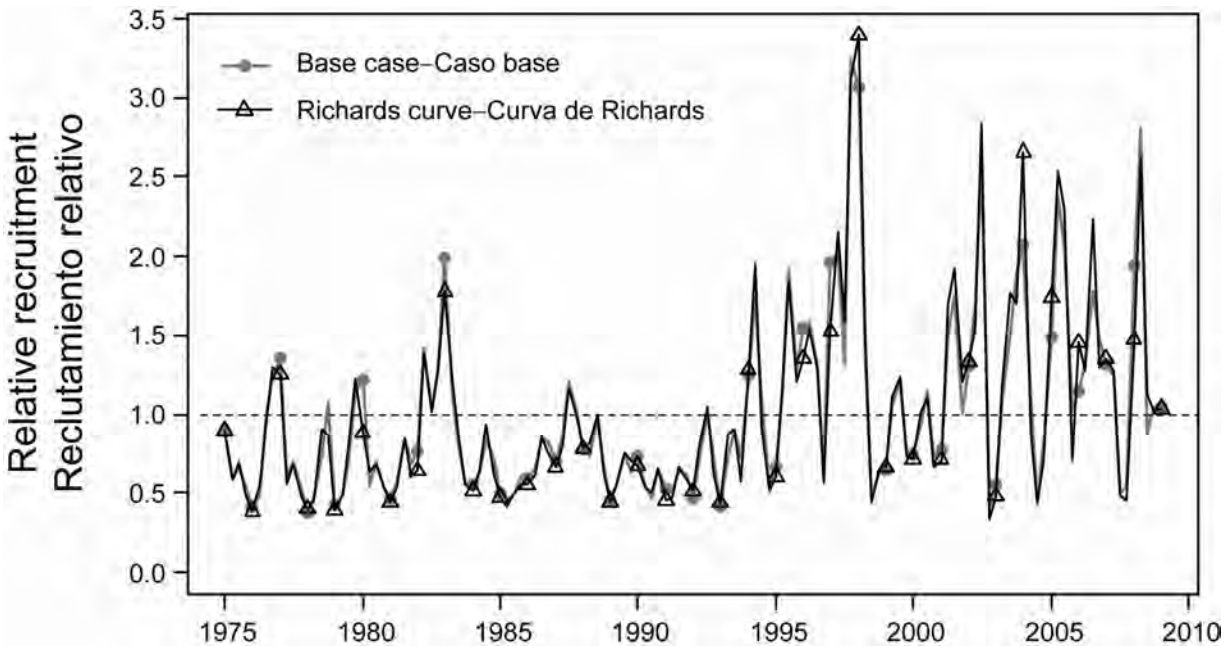


FIGURE B.3. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis using a von Bertalanffy growth curve with a model which assumes a Richards growth curve.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de von Bertalanffy y de un modelo que supone una curva de crecimiento de Richards.

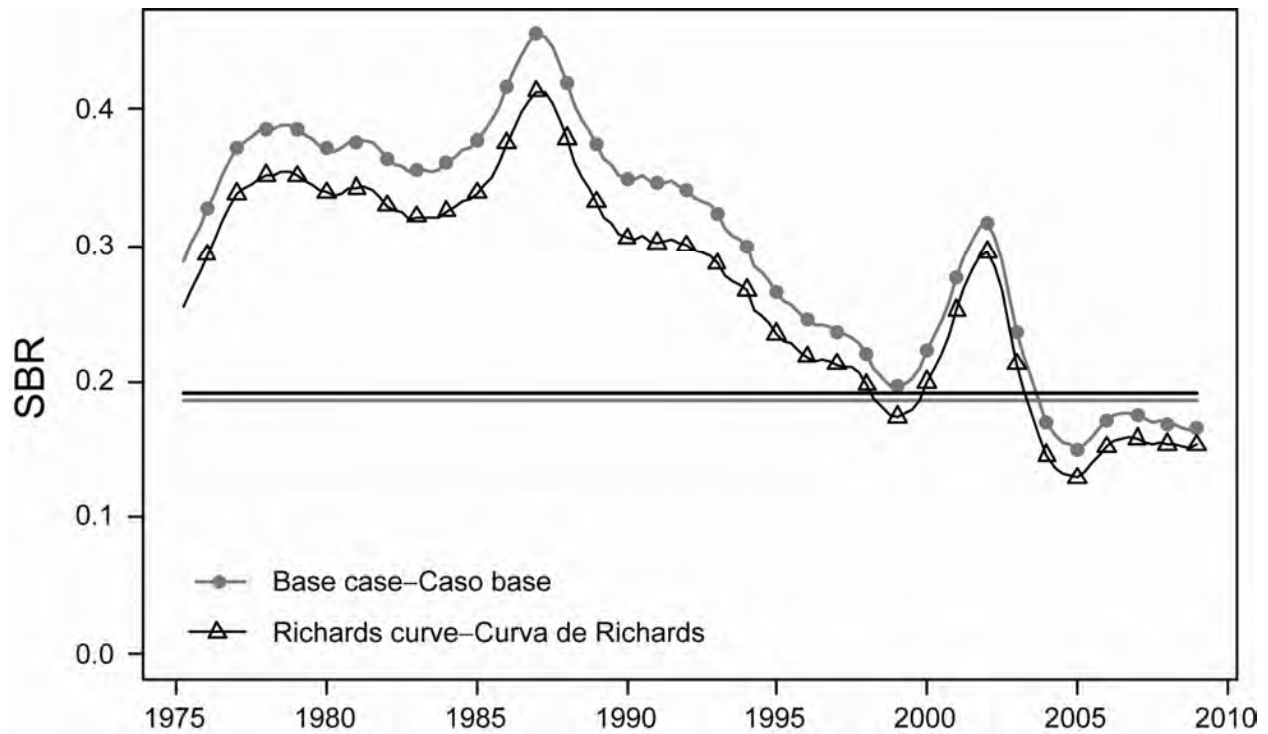


FIGURE B.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis using a von Bertalanffy growth curve with a model that assumes a Richards growth curve. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA B.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de von Bertalanffy y de un modelo que supone una curva de crecimiento de Richards

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO EXTENDING THE ASSUMED WESTERN LIMIT OF THE BIGEYE STOCK DISTRIBUTION FROM 150°W TO 170°E
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA EXTENSIÓN DEL LÍMITE OCCIDENTAL SUPUESTO DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE PATUDO DE 150°O A 170°E

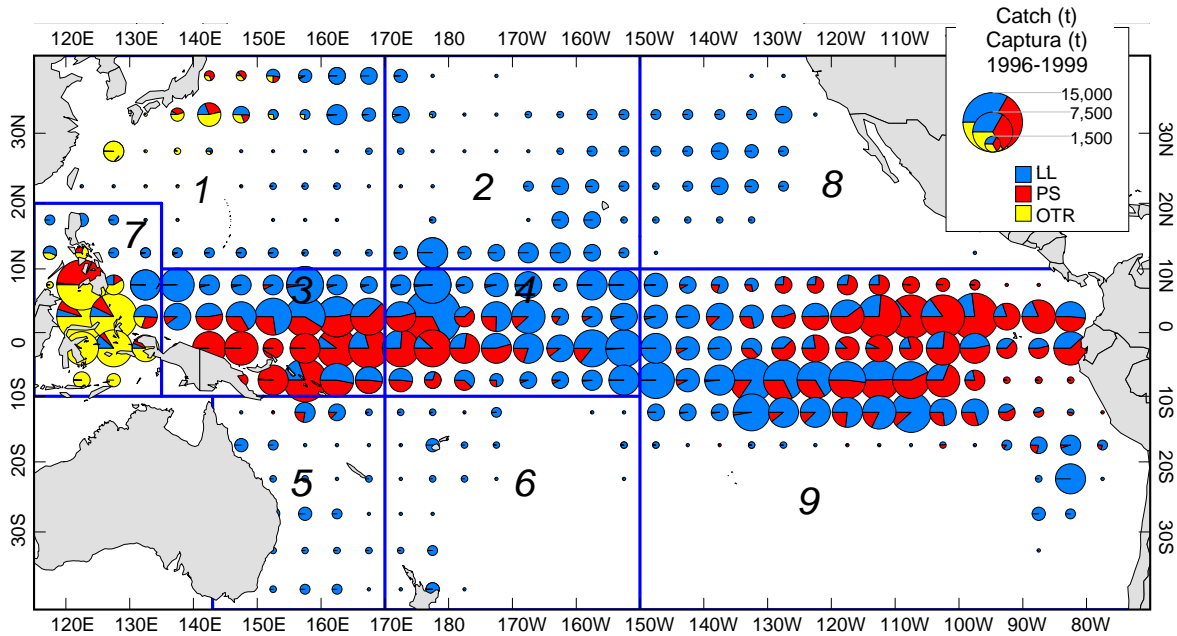


FIGURE C.1. The nine-region spatial structure model previously adopted in the Pacific-wide bigeye stock assessment model (source: Hampton and Maunder 2006), with total catch by gear type, 1996-1999. The sensitivity analysis added catch taken from regions 2, 4, and 6 to the current assessment of bigeye in the EPO (regions 8 and 9). LL: longline; PS: purse-seine.

FIGURA C.1. El modelo de estructura espacial de nueve regiones adoptado previamente en el modelo de evaluación de la población de patudo del Pacífico entero (fuente: Hampton y Maunder 2006), con captura total por tipo de arte, 1996-1999. El análisis de sensibilidad añadió la captura obtenida de las regiones 2, 4, y 6 a la evaluación actual del patudo del OPO (regiones 8 y 9). LL: palangre; PS: red de cerco.

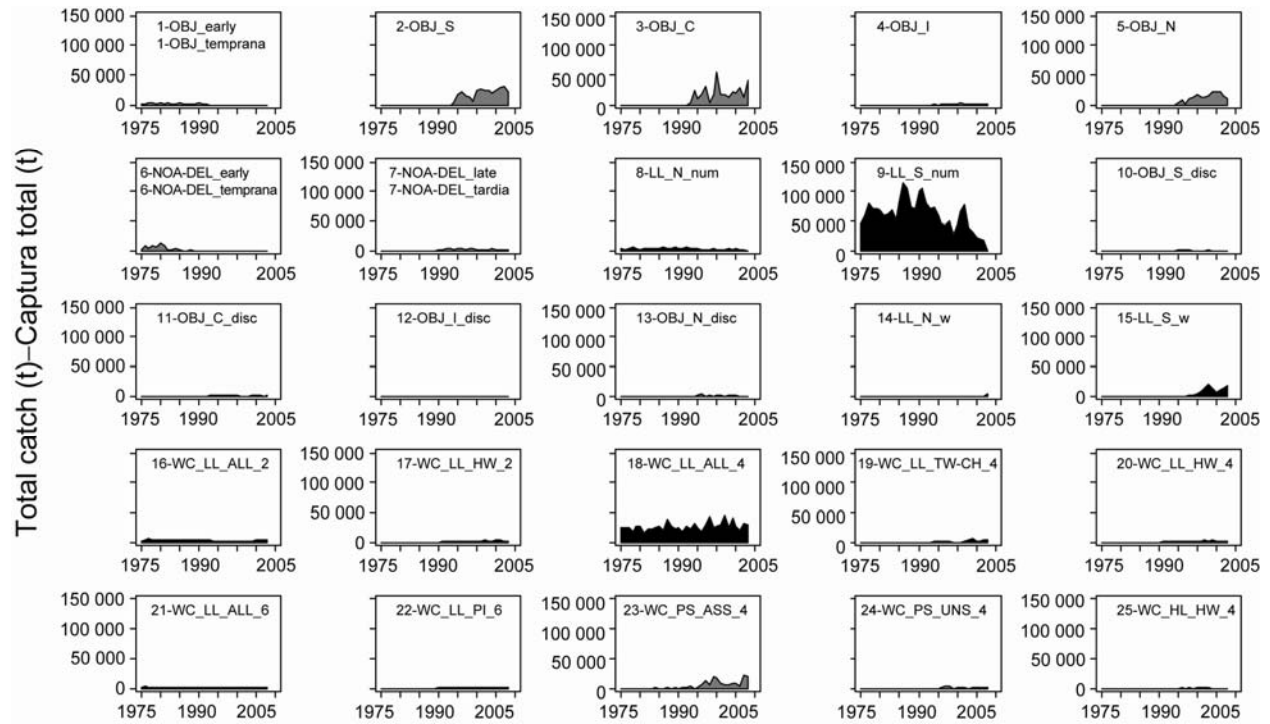


FIGURE C.2. Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined in the sensitivity analysis to extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table C.1.

FIGURA C.2. Capturas anuales de atún patudo por las pesquerías definidas en el análisis de sensibilidad a la extensión del límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla C.1.

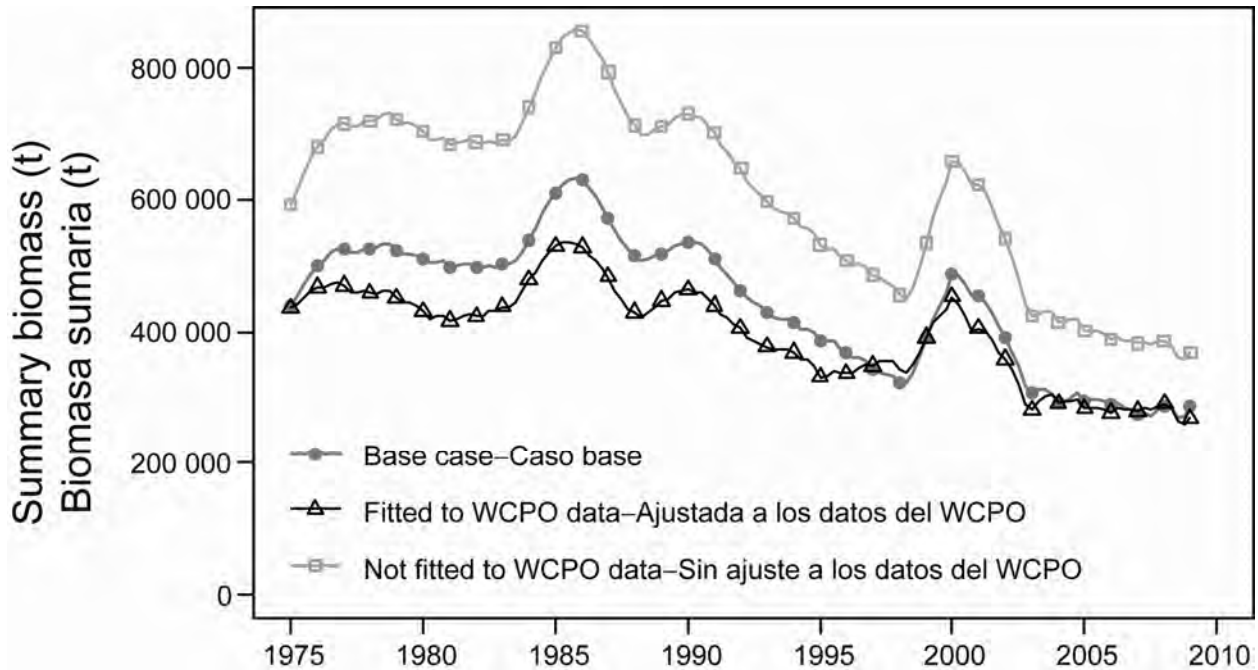


FIGURE C.3. Comparison of estimates of biomass of bigeye from the base case analysis with the two sensitivity analyses in which extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E was: 1) fitted to the WCPO CPUE and size-composition data; 2) not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, but catch was removed from the population by sharing selectivities with similar EPO fisheries. t = metric tons.

FIGURA C.3 Comparación de las estimaciones de la biomasa de patudo del análisis de caso base con los dos análisis de sensibilidad en los que la extensión el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E fue: 1) ajustada a los datos de CPUE y composición de tallas del Pacífico occidental y central (WCPO); 2) no ajustada a dichos datos de CPUE, pero con la captura eliminada de la población por compartir selectividades con pesquerías similares del OPO. t = toneladas métricas.

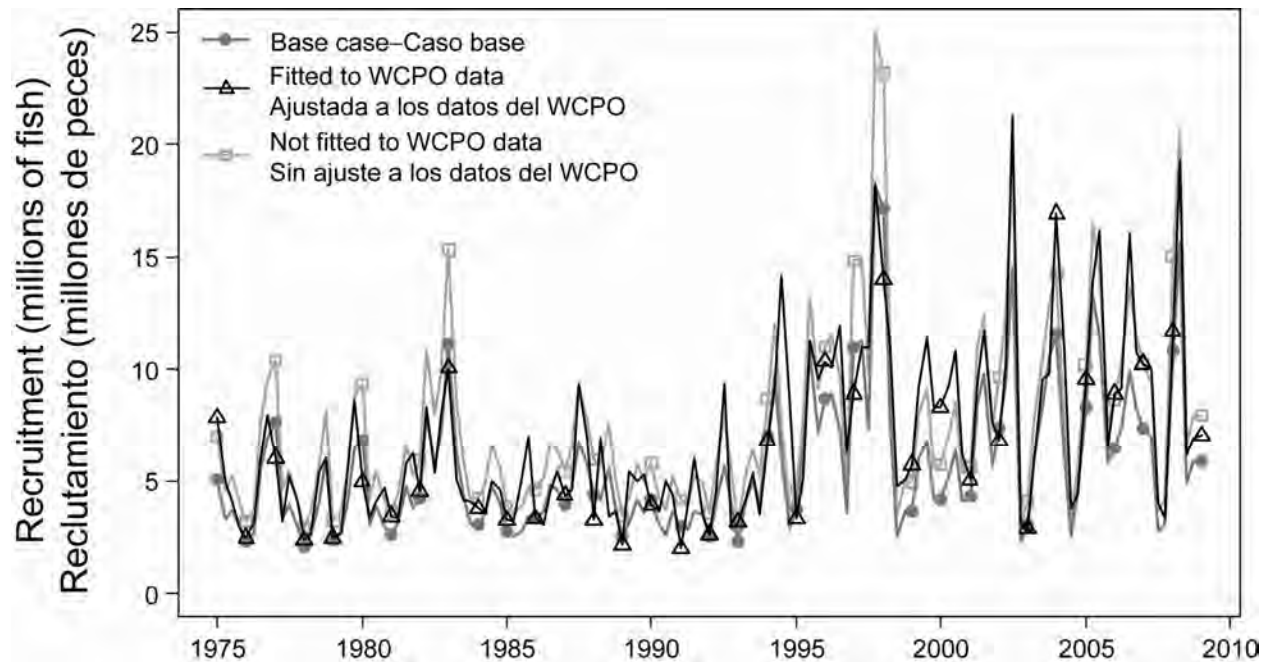


FIGURE C.4a. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with the two sensitivity analyses in which extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E was: 1) fitted to the WCPO CPUE and size-composition data; 2) not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, and catch removed from the population by sharing selectivities with similar EPO fisheries.

FIGURA C.4a. Comparación de estimaciones del reclutamiento de atún patudo del análisis de caso base con los dos análisis de sensibilidad en los que la extensión del límite occidental supuesto de la distribución del patudo de 150°O a 170°E fue: 1) ajustada a los datos de CPUE y composición de tallas del WCPO; 2) no ajustada a dichos datos, y con la captura eliminada de la población compartiendo selectividades con pesquerías similares del OPO.

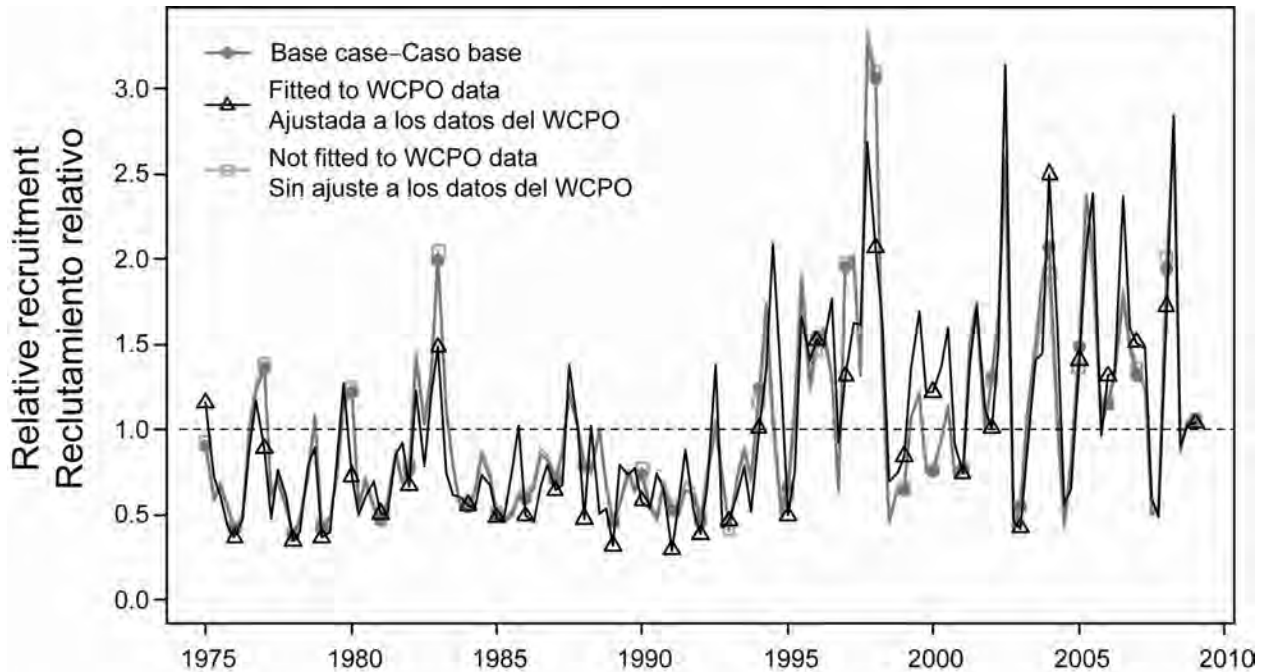


FIGURE C.4b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with the two sensitivity analyses in which extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E was: 1) fitted to the WCPO CPUE and size-composition data; 2) not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, and catch removed from population by sharing selectivities with similar EPO fisheries.

FIGURA C.4b. Comparación de las estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base con los dos análisis de sensibilidad en los que la extensión del límite occidental supuesto de la distribución del patudo de 150°O a 170°E fue: 1) ajustada a los datos de CPUE y composición de tallas del WCPO; 2) no ajustada a dichos datos, y con la captura sustraída de la población compartiendo selectividades con pesquerías similares del OPO.

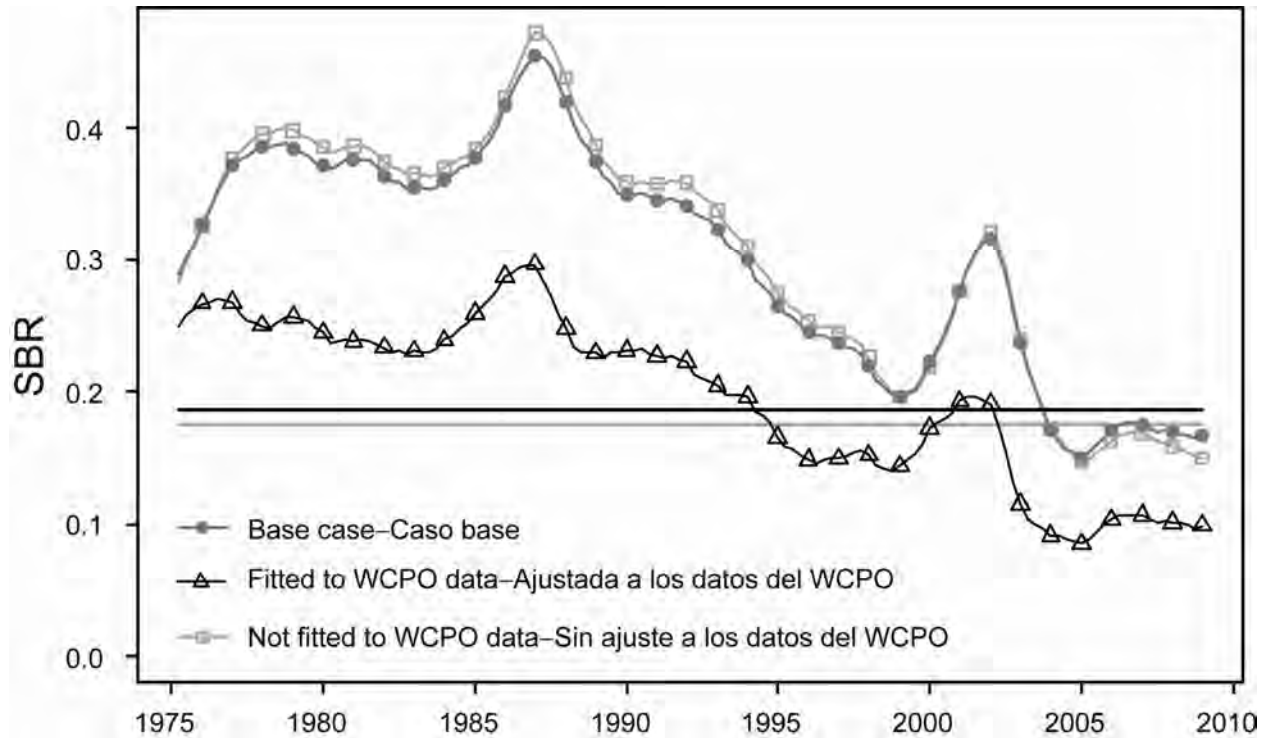


FIGURE C.5. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with the two sensitivity runs in which extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E was: 1) fitted to WCPO CPUE and size-composition data; 2) not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, and catch removed from population by sharing selectivities with similar EPO fisheries.

FIGURA C.5. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base con los dos análisis de sensibilidad en los que la extensión del límite occidental supuesto de la distribución del patudo de 150°O a 170°E fue: 1) ajustada a los datos de CPUE y composición de tallas del WCPO; 2) no ajustada a dichos datos, y con la captura sustraída de la población compartiendo selectividades con pesquerías similares del OPO.

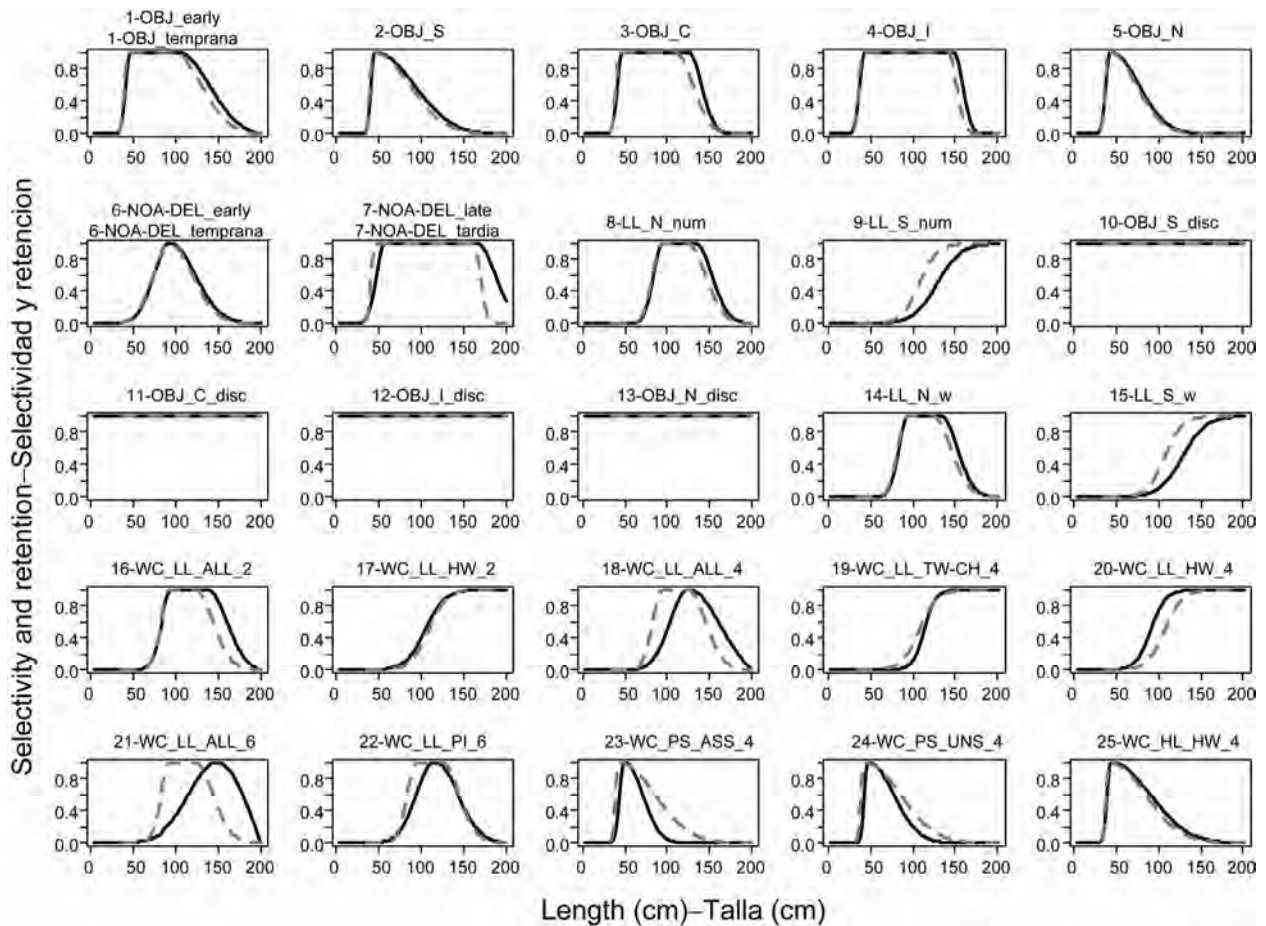


FIGURE C.6. Size-selectivity curves for the two sensitivity analyses in which the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E. Solid lines = fitted to the WCPO CPUE and size-composition data; dashed lines = not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, catch removed from population by sharing selectivities with similar EPO fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table C.1.

FIGURA C.6. Curvas de selectividad de tamaño de los dos análisis de sensibilidad en los que el límite occidental supuesto de la distribución del patudo fue extendido de 150°O a 170°E. Líneas sólidas = con ajuste a los datos de CPUE y composición de tallas del WCPO; líneas de trazos = sin ajuste a dichos datos, y captura sustraída de la población compartiendo selectividades con pesquerías similares del OPO. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla C.1.

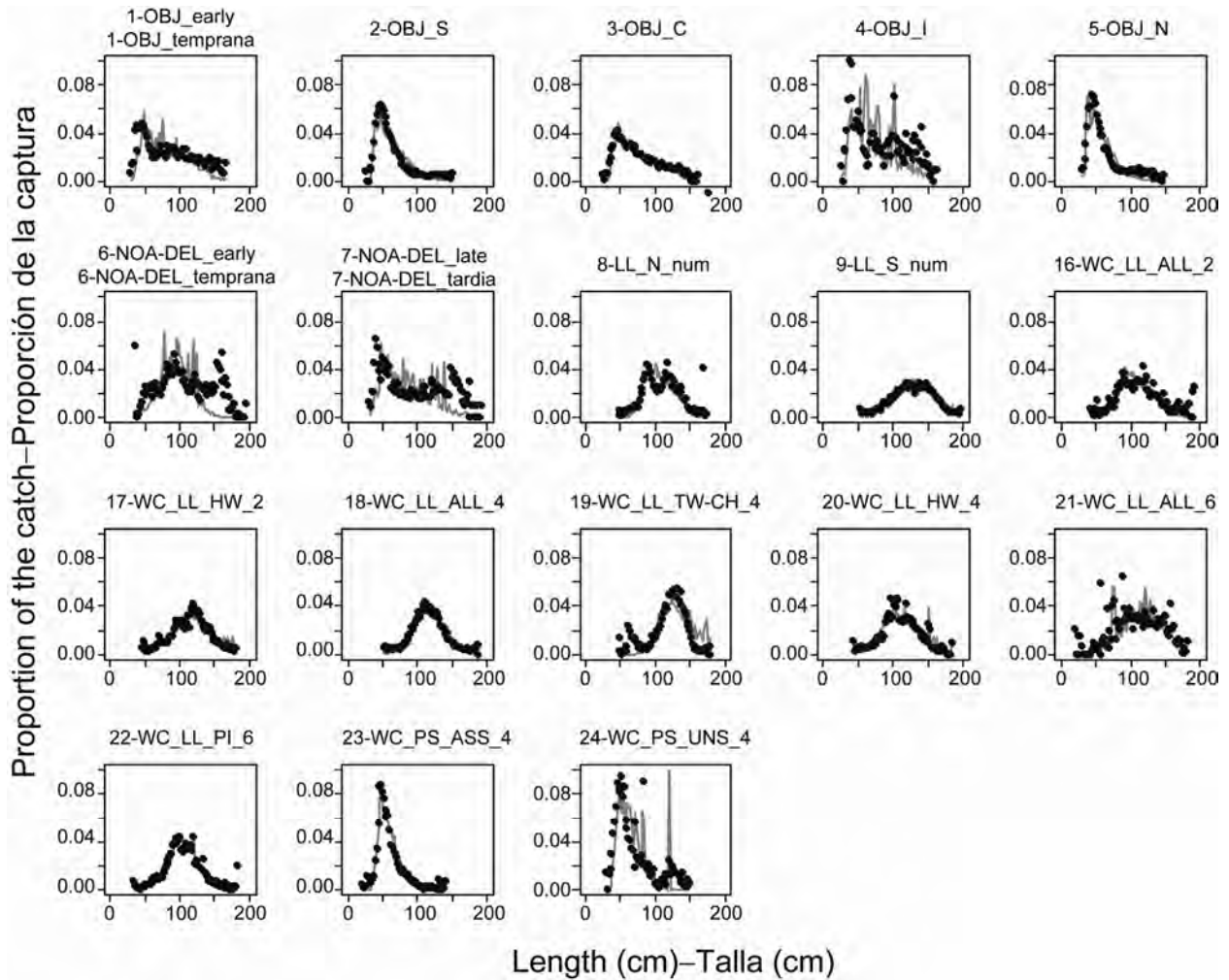


FIGURE C.7a. Model fit to average size compositions for the first of two sensitivity analyses in which the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E. This model was fitted to the WCPO CPUE and size-composition data. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table C.1.

FIGURA C.7a. Ajuste del modelo a la composición por tamaño media del primero de dos análisis de sensibilidad en los que el límite occidental supuesto de la distribución del patudo fue extendido de 150°O a 170°E. Este modelo fue ajustado a los datos de CPUE y composición por tamaño del WCPO. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla C.1.

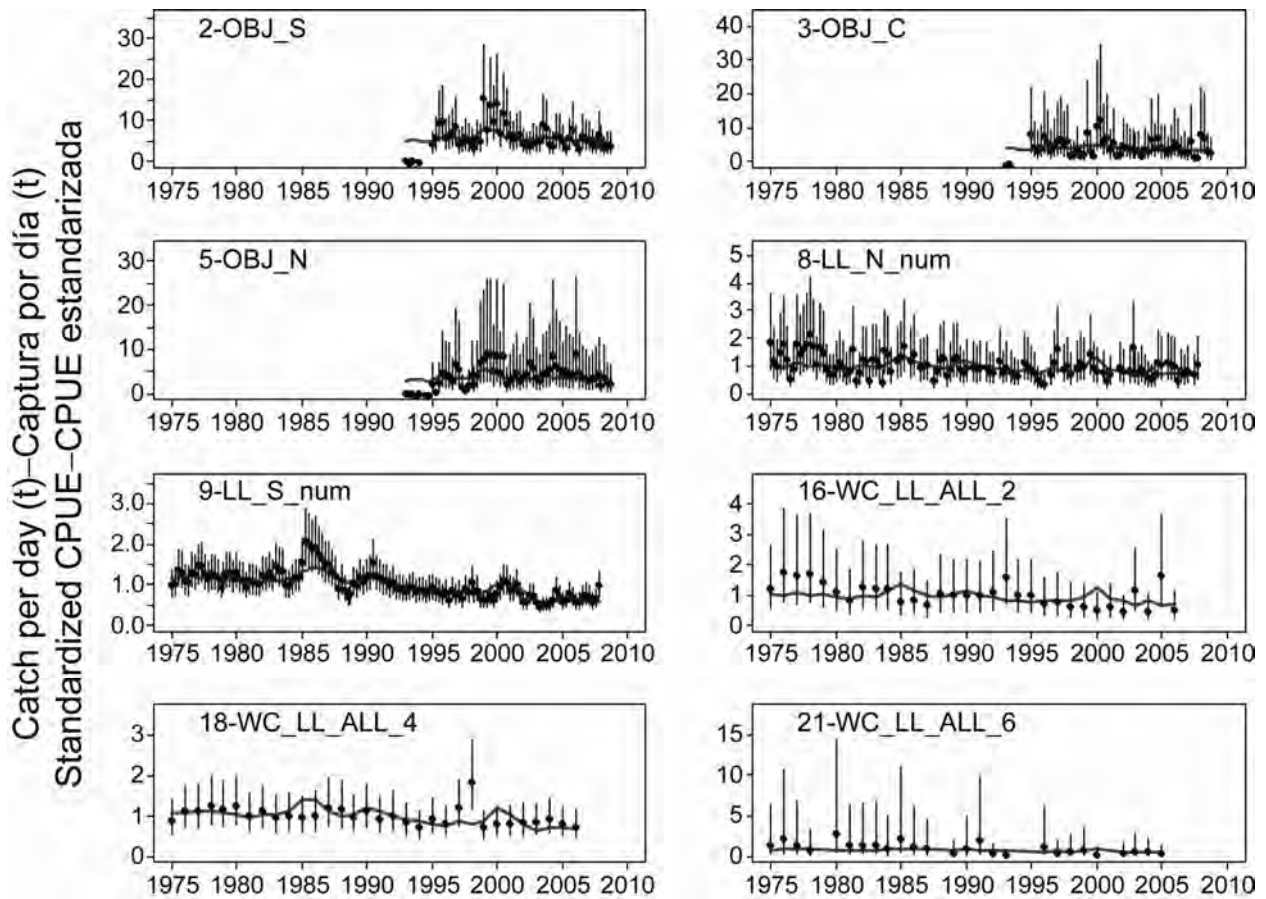


FIGURE C.8a. Model fit to CPUE for the first of two sensitivity analyses in which the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E. This model was fitted to the WCPO CPUE and size-composition data. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table C.1.

FIGURA C.8a. Ajuste del modelo a la CPUE del primero de dos análisis de sensibilidad en los que el límite occidental supuesto de la distribución del patudo fue extendido de 150°O a 170°E. Este modelo fue ajustado a los datos de CPUE y composición por tamaño del WCPO. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla C.1.

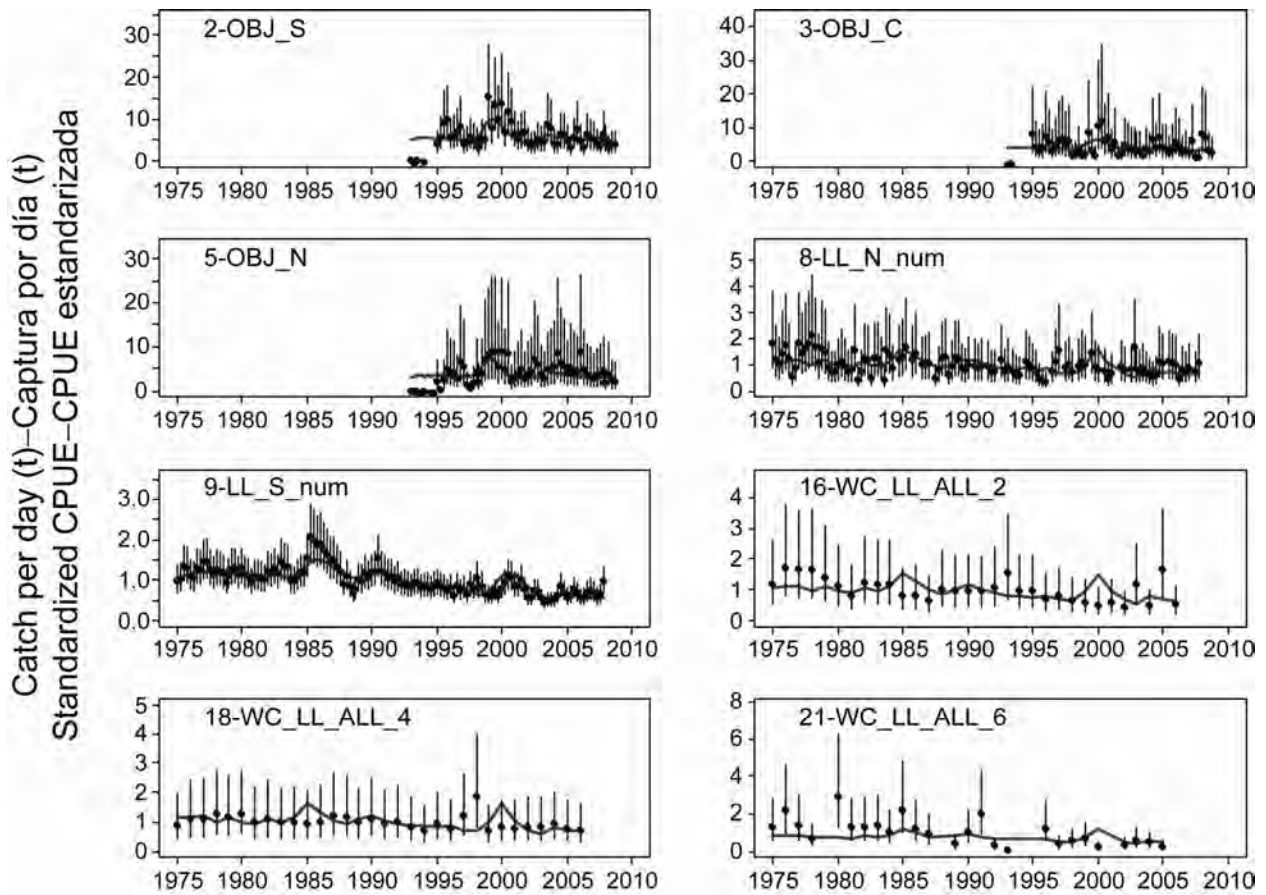


FIGURE C.8b. Model fit to CPUE for the second of two sensitivity analyses in which the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E. This model was not fitted to WCPO CPUE and size-composition data, and the catch was removed from population by sharing selectivities with similar EPO fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table C.1.

FIGURA C.8b. Ajuste del modelo a la CPUE del segundo de dos análisis de sensibilidad en los que el límite occidental supuesto de la distribución del patudo fue extendido de 150°O a 170°E. Este modelo no fue ajustado a los datos de CPUE y composición por tamaño del WCPO, y la captura fue sustraída compartiendo selectividades con pesquerías similares del OPO. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla C.1.

TABLE C.1. Definitions of the WCPO fisheries used in the sensitivity analysis to extending the assumed western limit of the bigeye stock distribution from 150°W to 170°E. The WCPO fisheries were defined in the model in accordance with Hampton and Maunder (2006), in addition to the 15 EPO fisheries assumed in the base case model (see Table 2.1). The geographical regions are shown in Figure C.1.

TABLA C.1. Definiciones de las pesquerías del Océano Pacífico occidental y central (WCPO) usadas en el análisis de sensibilidad a la extensión del límite occidental de la distribución de la población del patudo de 150°O a 170°E. Se definieron las pesquerías del WCPO en el modelo conforme a Hampton y Maunder (2006), además de las 15 pesquerías del EPO supuestas en el modelo del caso base (ver Tabla 2.1). En la Figura C.1 se ilustran las regiones geográficas.

Fishery	Code	Flag	Gear	Region
16	16-WC_LL_ALL_2	Japan, Korea, Chinese Taipei	Longline	2
17	17-WC_LL_HW_2	United States (Hawaii)	Longline	2
18	18-WC_LL_ALL_4	Japan, Korea	Longline	4
19	19-WC_LL_TW-CH_4	Chinese Taipei, China	Longline	4
20	20-WC_LL_HW_4	United States (Hawaii)	Longline	4
21	21-WC_LL_ALL_6	Japan, Korea, Chinese Taipei	Longline	6
22	22-WC_LL_PI_6	Pacific Island countries/territories	Longline	6
23	23-WC_PS_ASS_4	All	Purse seine: floating-object/FAD sets	4
24	24-WC_PS_UN_4	All	Purse seine: unassociated sets	4
25	25-WC_HL_HW_4	United States (Hawaii)	Handline	4

Pesquería	Código	Bandera	Arte	Región
16	16-WC_LL_ALL_2	Japón, Corea, Taipei Chino	Palangre	2
17	17-WC_LL_HW_2	Estados Unidos (Hawai)	Palangre	2
18	18-WC_LL_ALL_4	Japón, Corea	Palangre	4
19	19-WC_LL_TW-CH_4	Taipei Chino, China	Palangre	4
20	20-WC_LL_HW_4	Estados Unidos (Hawai)	Palangre	4
21	21-WC_LL_ALL_6	Japón, Corea, Taipei Chino	Palangre	6
22	22-WC_LL_PI_6	Países/territorios isleños del Pacífico	Palangre	6
23	23-WC_PS_ASS_4	Todas	Cerco: lances sobre objetos flotantes/plantados	4
24	24-WC_PS_UN_4	Todas	Cerco: lances no asociados	4
25	25-WC_HL_HW_4	Estados Unidos (Hawai)	Línea de mano	4

APPENDIX D: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of bigeye tuna in the EPO. These results are total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO D: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún patudo en el OPO. Estos resultados son tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

TABLE D.1. Average annual fishing mortality rates for bigeye in the EPO for the base case assessment.

TABLA D.1. Tasas medias de mortalidad anual por pesca de patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

	Age (quarters_ - Edad (trimestres))									
	1-4	5-8	9-12	13-16	17-20	21-24	25-28	29-32	33-36	37-40
1975	0.01	0.03	0.09	0.12	0.13	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
1976	0.01	0.05	0.12	0.15	0.15	0.15	0.14	0.14	0.14	0.14
1977	0.01	0.05	0.14	0.19	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
1978	0.01	0.07	0.16	0.20	0.19	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18
1979	0.01	0.05	0.14	0.19	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1980	0.01	0.09	0.17	0.20	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1981	0.01	0.06	0.14	0.17	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1982	0.01	0.04	0.12	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16	0.16
1983	0.01	0.04	0.13	0.18	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19	0.18
1984	0.01	0.04	0.11	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
1985	0.01	0.03	0.11	0.16	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1986	0.00	0.04	0.15	0.23	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1987	0.00	0.03	0.15	0.24	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26
1988	0.00	0.03	0.13	0.19	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
1989	0.00	0.03	0.13	0.19	0.20	0.20	0.20	0.19	0.19	0.19
1990	0.01	0.04	0.16	0.25	0.27	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26
1991	0.01	0.05	0.18	0.28	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.29
1992	0.01	0.05	0.17	0.25	0.26	0.26	0.25	0.25	0.25	0.25
1993	0.07	0.06	0.17	0.24	0.25	0.24	0.24	0.23	0.23	0.23
1994	0.23	0.19	0.29	0.32	0.29	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26
1995	0.51	0.28	0.27	0.28	0.26	0.24	0.24	0.23	0.23	0.23
1996	0.74	0.43	0.32	0.27	0.23	0.21	0.20	0.19	0.19	0.19
1997	0.44	0.40	0.38	0.32	0.25	0.22	0.21	0.20	0.20	0.20
1998	0.24	0.24	0.25	0.28	0.28	0.27	0.26	0.26	0.25	0.25
1999	0.20	0.19	0.18	0.17	0.15	0.13	0.13	0.12	0.12	0.12
2000	0.44	0.49	0.35	0.26	0.19	0.17	0.16	0.15	0.15	0.15
2001	0.46	0.51	0.35	0.30	0.26	0.24	0.24	0.23	0.23	0.23
2002	0.45	0.57	0.48	0.46	0.42	0.40	0.39	0.38	0.38	0.38
2003	0.46	0.45	0.39	0.40	0.37	0.36	0.35	0.34	0.34	0.34
2004	0.43	0.51	0.39	0.35	0.31	0.29	0.28	0.28	0.27	0.27
2005	0.57	0.60	0.38	0.28	0.22	0.19	0.18	0.17	0.17	0.17
2006	0.55	0.70	0.46	0.33	0.24	0.20	0.19	0.18	0.18	0.18
2007	0.43	0.55	0.35	0.27	0.22	0.20	0.19	0.18	0.18	0.18
2008	0.48	0.61	0.44	0.29	0.18	0.13	0.12	0.11	0.11	0.10

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2008 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen.....	203
2. Datos	205
3. Supuestos y parámetros.....	209
4. Evaluación de la población	212
5. Condición de la población.....	220
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	222
7. Direcciones futuras.....	224
Figuras	137
Tablas.....	177
Anexos	185
Referencias.....	225

1. RESUMEN

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). La presente evaluación fue efectuada con el modelo *Stock Synthesis* (Versión 3). La evaluación aquí reportada se basa en el supuesto que hay una sola población de patudo en el OPO, y que el intercambio de atún patudo entre el OPO y el Océano Pacífico occidental y central es limitado.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Se actualizaron los datos de captura, CPUE y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2008. Se dispuso de datos de la captura palangrera nuevos o actualizados para Taipei Chino (2005-2007), China (2007), y Japón (2003-2007).

Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) una relación población-reclutamiento; (2) el uso de una curva de crecimiento de Richards ajustada a los datos de talla por edad derivados de los datos de otolitos; 3) extender el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes.

Dentro del rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente grandes en

2005 y 2006. El reclutamiento en 2007 estuvo por debajo del promedio, pero el reclutamiento en 2008 parece haber sido particularmente grande. No obstante, esta estimación reciente es muy incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla.

La biomasa de patudo de edad 3+ trimestres aumentó durante 1975-1986, y alcanzó su nivel pico de unas 630 mil toneladas métricas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de 287 mil toneladas al principio de 2009. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 3+ trimestres y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa tanto de los peces de 3+ trimestres de edad como de los reproductores fueron casi estables, sin tendencia en los seis últimos años.

Las estimaciones de la biomasa son moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento, pero las tendencias son similares a aquéllas del caso base. La serie de tiempo del reclutamiento es similar a aquélla de la evaluación del caso base.

Cuando se usó una curva de crecimiento de Richards, las biomásas fueron menores que aquéllas obtenidas por el modelo de caso base, que supone una función de crecimiento de von Bertalanffy. No obstante, las tendencias de las biomásas fueron muy similares. Las estimaciones del reclutamiento fueron asimismo muy similares entre los dos modelos. La curva de crecimiento de Richards produjo un ajuste mejor a los datos de la pesca que el modelo de caso base.

Cuando se extendió el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E, y se incluyó en el modelo la captura adicional tomada en el Pacífico central y occidental, los reclutamientos y biomásas fueron mayores que aquéllos estimados por el caso base. No obstante, las estimaciones de la biomasa de la mayoría de los años se volvió inferior al caso base cuando el modelo fue ajustado también a los datos adicionales de CPUE y composición por tamaño del Pacífico central y occidental.

Al principio de enero de 2009, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico. En ese momento el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) era aproximadamente 0,17, un 11% menos que el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMS).

Se estima que las capturas recientes han sido un 19% mayores que aquéllas correspondientes a los niveles de RMS. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente el 81% de nivel de esfuerzo actual (2006-2008). El RMS de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a F_{RMS} .

Todos los cuatro escenarios considerados sugieren que, al principio de 2009, la biomasa reproductora (S) estuvo por debajo de (S_{RMS}). El RMS y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMS} . Las cantidades de ordenación derivadas del modelo de caso base fueron las menos pesimistas de todos los escenarios.

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles estabilizados de SBR y capturas palangreras incrementadas en los próximos pocos años, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsiguientemente el SBR. Con los niveles actuales de esfuerzo, es poco

probable que la población siga en niveles que soportan el RMS a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

Resultados clave

1. Los resultados de esta evaluación son similares a las evaluaciones previas;
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros;
3. Las tasas recientes de mortalidad por pesca están muy por encima de aquéllas correspondientes al RMS, y este resultado es consistente entre varios escenarios modelados;
4. Los resultados del modelo de caso base son más optimistas entre los varios escenarios modelados investigados;
5. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento;
6. Suponer una curva de crecimiento de Richards más flexible mejoró el ajuste del modelo a los datos de la pesca. Este modelo alternativo podría ser considerado el modelo de caso base en evaluaciones futuras;
7. Los resultados de la evaluación son más pesimistas si se extiende el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2008 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2008, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de marzo de 2009. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 15 pesquerías para la evaluación de la población de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso).

En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo, y en la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de los dos (Pesquerías 4 y 12). Se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de los barcos cañeros, y de los buques cerqueros que pescan sobre delfines y cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Los dos primeros métodos capturan relativamente poco patudo, y en los datos de las Pesquerías 6 y 7 predomina información sobre capturas de cardúmenes de patudo no asociados. En vista de este último, en este informe se denominarán las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

Los datos de captura reportados por las pesquerías de palangre son una mezcla de captura en número y registros de peso. Ya que el modelo *Stock Synthesis* (ver descripción en la sección 4) tiene la flexibilidad de incluir los datos de captura en número o en peso, se definen cuatro pesquerías de palangre: dos pesquerías con captura reportada en número capturado (Pesquerías 8 y 9), y dos pesquerías de palangre adicionales que reportan la captura en peso (Pesquerías 14 y 15).

2.2. Captura

Para realizar la evaluación de la población de atún patudo, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usados en informes anteriores (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). La terminología en el presente informe es consistente con aquella usada en otros informes de la CIAT. Las capturas realizadas en un año dado son asignadas a ese año, aun si no son descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar o captura total (captura retenida más descartes) o captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan tres tipos de datos de captura para evaluar la población de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1, 8-9, y 14-15 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Se calcularon factores de escala medios para 2000-2008 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie por la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones estándar, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7, usamos el promedio de las Pesquerías 2-5, para las Pesquerías 2 y 3 usamos el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) presentan un análisis de sensibilidad en el que se comparan los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de composición por especie de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de descarga de las enlatadoras.

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías palangreras (Pesquerías 8-9 y 14-15) de Taipei Chino (2005-2007), China (2007), y Japón (2003-2007). Se dispone de datos de captura de 2008 para China, Corea, Estados Unidos, Japón, Taipei Chino, y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales.

En el recuadro superior de la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo por cada pesquería del OPO durante cada año del período de 1975-2008. Se indican también las tendencias anuales de la captura correspondientes a la flota de superficie combinada (Pesquerías 1-7 y 10-13) y la flota de palangre (Pesquerías 8-9 y 14-15) (recuadro inferior de la Figura 2.2). Hubo una variación anual sustancial en las capturas de patudo de todas las pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2, recuadro superior). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8-9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2, recuadro inferior), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota palangrera. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de poblaciones, se supone que los buques cerqueros descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En cualquier caso, se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas retenidas de los buques cerqueros (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, la del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle, 2007). Watters y Maunder (2001) presentan una justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.3 se presenta una serie de tiempo de descartes anuales como proporción de las capturas totales (retenidas más descartadas) de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (2, 3 y 5 con las pesquerías de descarte correspondientes 10, 11, 13), la proporción de la captura descartada ha sido baja desde fines de los años 1990 con respecto a la que se observa en la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997. Hay evidencias fuertes de que esto se debe en parte a las clases anuales que fueron más débiles que aquélla de 1997, pero desde 1997 los reclutamientos han sido mayores que el promedio a largo plazo (Figura 4.5). Es posible que los reglamentos que prohíben los descartes de atún (2001-2007; Resolución C-00-08 y renovaciones subsiguientes de la misma) hayan causado una reducción de la proporción de pescado descartado.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8-9 y 14-15).

2.3. Índices de abundancia

Los índices de abundancia fueron derivados de datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) y se incluyeron datos nuevos de 2008. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas (2003-2007). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de los buques de más de 363 t de capacidad de acarreo en las pesquerías de cerco fue calculada como captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca contra número de lances por tipo (Maunder y Watters, 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2007) para las pesquerías de palangre

(Pesquerías 8 y 9). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder, 2006).

En la Figura 2.5 se ilustra la serie de tiempo de la CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia considerados apropiados para uso en la evaluación fueron la serie de CPUE de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 8 y 9 (pesquerías de palangre). Se consideraron inapropiadas las pesquerías excluidas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas (Pesquería 1) o porque combinan artes (cerco y caña; Pesquerías 6 y 7). Además, se excluyeron los dos primeros años de las pesquerías de cerco porque estaban todavía expandiendo.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de 2008 y actualizados de años previos para las pesquerías de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2007-2008). No se usan en la evaluación datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En evaluaciones previas se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes captura típicamente patudo pequeño- (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 2-5). Una excepción es el período de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y predominaron peces grandes en la captura.

Antes de 1990, los lances sobre atunes no asociados capturaban principalmente patudo mediano (Figura 2.6b, Pesquería 6), pero desde entonces han capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.6c, Pesquería 7). Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona al norte de 15°N (Pesquería 8), los palangreros capturan principalmente pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (las bandas en 80 cm y 120 cm en la Figura 2.6c); en la zona al sur de 15°N (Pesquería 9), capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figura 2.6c), pero parece haber ocurrido una transición de peces medianos a grandes en aproximadamente 1984.

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino incluyen más peces pequeños que aquéllos de la flota japonesa, pero existen preocupaciones acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006). Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad usando la flota de Taipei Chino como pesquería separada. Además, se realizó un análisis de sensibilidad al supuesto de la pesquería de Taipei Chino como entidad separada, en lugar de combinar los datos de esa pesquería con aquéllos de otras pesquerías de palangre, tal como se hizo en la presente evaluación (Wang *et al.*, 2009).

2.5. Datos auxiliares

Datos de talla por edad derivados de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) fueron integrados en el modelo de evaluación de poblaciones para proveer información sobre la talla media por edad. Estos datos consisten en estimaciones de la edad basadas en conteos de los incrementos diarios en los otolitos, y las tallas de 254 peces capturados en 2002 por la pesquería sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Schaefer y Fuller (2006) usaron datos de marcado y recaptura y de los incrementos diarios en los otolitos para estimar curvas de crecimiento para el atún patudo en el OPO. Ambas fuentes de datos brindaron estimaciones similares, con un sesgo aparente en los datos de marcado, el cual se cree ser debido a que se encoja el pescado, ya que los atunes recapturados fueron medidos durante la descarga (después que fueron almacenados congelados). La curva de crecimiento estimada por Schaefer y Fuller (2006) es sustancialmente diferente de aquéllas usadas antes de aquélla de Aires-da-Silva y Maunder (2007): en particular, indica que el crecimiento es aproximadamente lineal, y resulta en peces más grandes a una edad dada. La talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy (1938) estimada por Schaefer y Fuller (2006) es mucho mayor que cualquier talla observada. Esto es razonable, siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro de talla asintótica y que se use el modelo solamente como representación de las edades de los peces que muestrearon. La edad máxima de los patudos en su conjunto de datos es aproximadamente 4 años (16 trimestres), y no se considera que su curva de crecimiento de von Bertalanffy sea apropiada para peces de edades mayores. Maunder y Hoyle (2006) ajustaron una curva de crecimiento de Richards (1959), usando una función de verosimilitud logarítmica normal con varianza constante y el parámetro de talla asintótica fijado en aproximadamente la talla del patudo de mayor tamaño en los datos (186,5 cm). Maunder y Hoyle (2007) usaron la curva de crecimiento resultante como distribución previa para todas las edades en la evaluación de la población.

Las evaluaciones previas (por ejemplo, Harley y Maunder 2005), las evaluaciones del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, Maunder 2002a), y las evaluaciones de los atunes en el Océano Pacífico occidental y central (Lehodey *et al.* 1999; Hampton y Cuatронier 2001a, 2001b;) sugieren que el crecimiento de los atunes más jóvenes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy. Sin embargo, es posible que esta observación sea consecuencia de una selectividad por talla de peces pequeños.

En las dos evaluaciones previas de la población de patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009), la talla por edad usada en el modelo de evaluación se basó en la curva de crecimiento de von Bertalanffy, debido principalmente a que no se dispusiera todavía de una función de Richards en *Stock Synthesis* (Versión 2). Se estimaron los parámetros de la curva de crecimiento de von Bertalanffy obteniendo la mejor correspondencia de talla por edad usada por Maunder y Hoyle (2007). La evaluación actual supone la función de crecimiento de von Bertalanffy para el patudo que fue usada en las dos evaluaciones previas (Figura 3.1). No obstante, se dispone ahora de una curva de crecimiento de Richards en *Stock Synthesis* (Versión 3), y por lo tanto se realizó un análisis de sensibilidad con la función de crecimiento de Richards recientemente aplicada (Sección 4.1).

Hampton y Maunder (2005) descubrieron que los resultados de la evaluación de la población son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica. Por lo tanto, Maunder y Hoyle (2007) realizaron análisis de sensibilidad para investigar la influencia del valor supuesto de ese parámetro. Se investigaron un valor mínimo de 171,5, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5. Aires-da-Silva y Maunder (2007) también realizaron un análisis de sensibilidad de la evaluación del patudo a esos mismos dos valores. Un valor más bajo del parámetro de talla asintótica produjo biomazas y reclutamientos mayores.

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación en la talla por edad. La información sobre la talla por edad contiene información sobre la variación de la talla por edad además de información sobre la talla por edad promedio. La variación en la talla por edad fue tomada de la evaluación previa.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en

la presente evaluación de la población:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

3.1.2. Mortalidad natural

Se suponen los vectores de mortalidad natural (M) por edad para el patudo. La presente evaluación usa un modelo específico por sexo, y por lo tanto incluye un calendario de mortalidad natural para cada sexo (Figura 3.2). Se supone una tasa mayor de mortalidad natural ($M = 0,25$) para los peces de ambos sexos de 0 trimestres de edad, disminuyendo a 0,1 a los 5 trimestres de edad. Al igual que en la evaluación previa, se supone que la mortalidad natural de las hembras aumento después de alcanzar la madurez. Estos vectores por edad de la mortalidad natural se basan en un ajuste de las proporciones de hembras por edad, la madurez por edad, y las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000).

Se retiene la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron un efecto grande sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población en relación con aquél correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; ver definición en la Sección 5) (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural del patudo de menos de 10 trimestres de edad. Además, se realizó en 2008 una serie de análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de varios escenarios alternativos de mortalidad natural sobre la evaluación de la población de patudo (SARM-9-INF-B³). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad cuando se supusieron niveles mayores de M para los peces jóvenes de 0-5 trimestres de edad. Por contraste, las cantidades de ordenación mostraron una mayor sensibilidad al supuesto acerca de la mayor de las edades tempranas incluidas en los altos niveles de M . No obstante, los altos niveles de M supuestos para el patudo de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) parecen poco realistas.

Una investigación en curso de las tasas de mortalidad natural del patudo basada en un análisis integrado que incluye datos de marcado y de proporciones de sexos indica niveles de M para el patudo adulto más altos que lo que se supuso previamente. En este informe se presentan los resultados preliminares de esta investigación, y un análisis de sensibilidad a supuestos de distintos niveles de M para los peces adultos (Maunder *et al.* 2010).

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento sea continuo durante todo el año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

El modelo *Stock Synthesis* permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora (la biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que pueden causar que el reclutamiento sea altamente variable. Para la presente evaluación, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la

³ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

población (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, es cercana a 1. Se presenta también un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75. Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación de los desvíos del reclutamiento con una desviación estándar de 0,6. El reclutamiento es modelado a edad 0 en *Stock Synthesis*.

Los insumos de reproducción se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos provistos por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad por talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un calendario de edad de madurez (Figura 3.3, Tabla 3.1).

3.1.4. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO usando datos recién obtenidos de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican niveles sustanciales de fidelidad regional del patudo en el OPO. Es posible que los resultados de estos estudios produzcan información útil para la evaluación de la población. Se considerará un marco con estructura espacial en las evaluaciones futuras de las poblaciones.

3.1.5. Estructura de la población

Schaefer y Fuller (2009) resumen los conocimientos actuales de la estructura de la población del patudo en el OPO. Los resultados de los estudios de marcado indican una fidelidad regional de la especie en la región, y sugieren un grado muy bajo de mezcla entre el Pacífico oriental y occidental (Schaefer y Fuller 2002; Schaefer y Fuller 2008). Por consiguiente, y para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos, una en el OPO y la otra en el Pacífico occidental y central, y que no ocurre un intercambio de peces neto entre estas dos regiones. El personal de la CIAT está realizando una evaluación del patudo del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) y del NRIFSF. Es posible que esta labor ayude a señalar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método *Stock Synthesis*. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman tasas de desplazamiento dentro del Océano Pacífico, produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquéllas estimadas por Harley y Maunder (2004).

A fin de investigar la sensibilidad de los resultados de la evaluación a los supuestos sobre la estructura de la población, se realizó un análisis de sensibilidad a la extensión del límite occidental de la distribución de la población de patudo (Sección 4.1.).

3.2. Influencias ambientales

Las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002, por ejemplo), se usaron anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. El mecanismo que es responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias, por lo que la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento del patudo debe ser considerada con escepticismo. No obstante, esta relación suele indicar que el reclutamiento del patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. En efecto, dos de los períodos de máximo reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998) coinciden con los dos eventos de El Niño más fuertes del siglo veinte. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; demostró que existía una relación negativa significativa, pero que explicaba solamente una pequeña proporción de la

variabilidad total del reclutamiento.

Se realizaron otros análisis de sensibilidad en los que se incorporaron índices ambientales en el modelo de evaluación de poblaciones en evaluaciones previas. Se supuso que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002). En la evaluación de Maunder y Harley (2002) se supuso una influencia ambiental sobre capturabilidad para la Pesquería 3 solamente. Se descubrió que incluir este efecto no afectó mucho los resultados.

En general, los análisis en los que no se incluyeron índices ambientales produjeron estimaciones del reclutamiento similares a aquéllas que usan la velocidad zonal (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay información suficiente en los datos de frecuencia de talla para estimar la fuerza de clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para los que se dispone de pocas muestras de composición por tamaño. Un análisis de sensibilidad previo del efecto de incluir el índice ambiental señaló que el índice no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó tan sólo una pequeña proporción de la variación total en el reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007).

En vista de los resultados de los análisis de sensibilidad previos aquí descritos, no se incorporó un índice ambiental en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

El método *Stock Synthesis* (SS - Versión 3; Methot 2005, 2009) fue usado para evaluar la condición del atún patudo en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) basado en tamaño y con estructura por edad.

El modelo es ajustado a los datos observados (índices de abundancia relativa y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que maximizan una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. Muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo son descritos en la Sección 3. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) 1 trimestre después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que envejece el patudo, se hace más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N (Pesquerías 9 y 14) y a la Pesquería 7, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes.
3. Los datos de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías antes de 1993 y costera sobre objetos flotantes (Pesquería 1 y 4), y las pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa, porque no dirigen su esfuerzo hacia el patudo. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia.

Se estimaron los parámetros siguientes en la presente evaluación de la población de patudo del OPO:

1. Talla media por edad;
2. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2008 (incluye estimación del reclutamiento virgen y anomalías temporales del reclutamiento);
3. Coeficientes de capturabilidad de las cinco series de tiempo de CPUE usadas como índices de abundancia (Pesquerías sobre objetos flotantes 2, 3, y 5 y Pesquerías de palangre 8 y 9);
4. Coeficiente de variación (CV) de los cinco índices de la CPUE que se usan como índices de abundancia (Pesquerías 2, 3, 5, 8 y 9);

5. Curvas de selectividad para 9 de las 15 pesquerías (las Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas, y las selectividades de las Pesquerías 14 y 15 son iguales que las de las Pesquerías 8 y 9, respectivamente);
6. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación de la población de patudo en el OPO:

1. Tasas de mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
2. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
3. Curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13);
4. La inclinación de la relación población-reclutamiento;
5. Los parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla por edad con la talla media por edad.

Se calcularon las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones a futuro con base en las tasas medias trienales de mortalidad por pesca, por arte, de 2006-2008. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del último año (2007) en la estimación de la tasa trienal media de mortalidad por pesca. Para este fin, se usó una tasa media de mortalidad por pesca bienal (2005-2006) en los cálculos.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación de la población no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad (2-4):

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento), series de tiempo de CPUE para las Pesquerías 2-5 sobre objetos flotantes y las Pesquerías 8-9 de palangre, selectividad de tamaño de las distintas pesquerías que no varían con el tiempo;
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad.
3. Sensibilidad a la función de crecimiento supuesta. La evaluación de caso base supuso una ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (1938) para el patudo en la cual los parámetros fueron fijos. Los nuevos elementos en *Stock Synthesis* (Versión 3) permiten una mayor flexibilidad en el modelado del crecimiento, y se dispone ahora una curva de Richards (1959). Se realizó un análisis de sensibilidad para estimar el crecimiento mediante el ajuste de la curva de Richards a observaciones de edad por talla derivadas de lecturas de otolitos. Los parámetros de la ecuación de la curva de Richards fueron estimados a partir de los datos de otolitos. El parámetro de talla asintótica fue fijado en aproximadamente los patudos más grandes observados en los datos (186,5 cm, Maunder y Hoyle 2007).
4. Sensibilidad a un supuesto alternativo acerca del límite occidental de la distribución de la

población de patudo. Al igual que las evaluaciones previas, el modelo de caso base supuso un límite occidental de 150°O para la distribución de la población de patudo. Este límite fue extendido a 170°E. Como resultado, este análisis de sensibilidad incluyó la captura adicional de patudo realizada en las regiones 2, 4 y 6 del Pacífico central y occidental (Langley *et al.* 2008; ver también la Figura C.1). Se realizaron dos análisis con los datos adicionales del Pacífico central y occidental: 1) con ajuste a los datos de CPUE y composición por tamaño del Pacífico central y occidental; 2) sin ajuste a los datos del Pacífico central y occidental, pero compartiendo las selectividades de las pesquerías del Pacífico central y occidental con pesquerías del OPO que capturan pescado de tamaños similares.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, del reclutamiento, y de la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de peces de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado mucho desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente (Figura 4.1). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. Estas pesquerías (Pesquerías 2-5) capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces que generalmente miden menos de 100 cm de talla (Figura 4.2), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca anual por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual demuestra que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los peces pequeños y tan sólo ligeramente para los mayores desde aproximadamente 1993. En el Anexo D (Tabla D.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

4.1.2. Reclutamiento

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.4). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual arroja un modelo con un supuesto débil que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento perdido y el potencial de sobrepesca de reclutamiento (Harley *et al.*, análisis inédito), son mucho peores que las consecuencias de subestimarla. En el Anexo A se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está moderadamente relacionado con el tamaño de la población (inclinación = 0,75).

En la Figura 4.5a se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento trimestral (peces de edad 0 trimestres) estimado de patudo, y en la Figura 4.5b y la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. Hubo un período de reclutamiento alto en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000.

Los reclutamientos desde 2001 hasta 2006 fueron superiores al promedio, y particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento en 2007 fue inferior al promedio. La estimación del reclutamiento en 2008 está por encima del nivel promedio de reclutamiento, pero esta estimación es altamente incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Se puede identificar un patrón de “dos escalones” en la serie de tiempo de los reclutamientos de patudo en el OPO (Figura 4.5a). Este patrón es caracterizado por un período de reclutamientos bajos (1975-1993), seguido por un período de reclutamientos relativamente grandes (1994-actualidad) coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En otro documento se presenta una serie de posibles hipótesis que explican este patrón (SARM-9-INF-B⁴). El impacto sobre los resultados de la evaluación del patudo de reclutamientos bajos potencialmente sesgados antes de 1994 ha sido investigado. Un ajuste de los cocientes de biomasa reproductora (SBR, ver definición en la Sección 5.1) y las cantidades de ordenación resultaría en una evaluación de la población más pesimista (ver Anexo A de SARM-9-INF-B).

4.1.3. Biomasa

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 3+ trimestres en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 636.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 287.000 toneladas al principio de 2009.

En la Figura 4.7 se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de patudos de 3+ trimestres, pero con un retraso de uno ó dos años. Se estimó que la biomasa de los peces de 3+ trimestres de edad y de los reproductores fue estable en los seis últimos años.

Existe incertidumbre en las biomásas estimadas de los reproductores. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora es 0,13.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones del reclutamiento y de la biomasa (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o el reclutamiento. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se proyectó la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO si no hubiese tenido lugar la pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.8). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad (1986 y 2000; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5).

A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca. En la Figura 4.8 se presentan también los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la

⁴ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora actual es aproximadamente el 17% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido pesca.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que faenan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces pequeños de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta. El peso medio del patudo capturado por las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) ha estado alrededor del peso crítico, indicando que esta pesquería suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Maunder y Hoyle 2007). El peso medio de todas las pesquerías combinadas disminuyó sustancialmente a partir de 1993 a medida que aumentó la captura de patudo en los lances cerqueros sobre objetos flotantes, y disminuyó la captura de patudo con palangre.

El peso medio en las pesquerías tanto de superficie como de palangre disminuyó alrededor de 1997-1998 al ingresar a la pesquería una cohorte fuerte. Los pesos medios aumentaron entonces a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyeron a medida que esos peces fueron eliminados de la población.

Los pesos medios de las pesquerías de superficie predichos por el modelo difieren que los pesos medios “observados”, particularmente antes de 1984. Se estiman los pesos medios “observados” mediante la ampliación de las muestras de frecuencia de talla a la captura total, método diferente a aquél usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad y las tasas de mortalidad por pesca estimadas de cada pesquería para estimar el peso medio.

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

4.3. Diagnósticos

Se comentan los diagnósticos en las dos secciones siguientes, análisis de residuales y retrospectivos.

4.3.1. Análisis de residuales

En la Figura 4.10 se ilustran los ajustes del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías. Tal como se espera, el modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de la pesquería palangrera del sur. Los ajustes a las otras series de datos de CPUE son menos satisfactorios.

Se presentan gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-c). Los círculos grises y negros representan observaciones inferiores y superiores, respectivamente, a las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características notables. El modelo sobreestima las proporciones de peces grandes y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes posteriores a 1993. En particular, sobreestima las proporciones de peces grandes durante 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería. El modelo sobreestima también las proporciones de peces medianos para la pesquería palangrera del sur (Pesquería 8). Esta sobreestimación se centra en los 80 cm antes de 1988, y luego sube a 180 cm, indicando un cambio en la selectividad. Aires-da-Silva y Maunder (2007) realizaron un análisis de sensibilidad en el que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur. El patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición por tamaño de esta pesquería mejoró. El modelo se ajustó al índice de abundancia de la CPUE de la pesquería de palangre del sur muy estrechamente. No obstante, las biomásas durante la parte temprana del período histórico fueron menores que aquéllas estimadas por la evaluación del caso base. El patrón residual descrito para la pesquería de palangre del sur podría también ser atribuido a un problema de una especificación espacial errónea. Se debería explorar definiciones espaciales alternativas.

En la Figura 4.11d se presentan los ajustes promedio a las composiciones por tamaño observadas de las capturas de las pesquerías en el modelo de evaluación de la población. Se presentan también los ajustes del modelo a las composiciones por tamaño de las capturas recientes de patudo para distintas pesquerías (Figuras 4.11e-h).

El ajuste a los datos medido por el error cuadrático medio sugiere que el modelo se ajusta al índice de CPUE de la Pesquería 9 mejor ($CV = 0,17$) mejor que aquéllos de otras pesquerías. Los peores ajustes a los datos de CPUE son aquéllos de las Pesquerías 3 ($CV = 0,54$) y 5 ($CV = 0,55$), seguidos por la Pesquería 2 ($CV = 0,30$). Con respecto a los datos de frecuencia de talla, y con la excepción de las Pesquerías 6 y 7 el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño de muestra efectivo estimado) que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. En una evaluación previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007), se realizó un análisis de sensibilidad para investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Concretamente, las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud fueron determinados iterativamente, con base en el ajuste a los datos. Cuando se aplicó una reponderación iterativa, se asignó más peso a los datos de frecuencia de talla, y se estimó que las biomazas fueron más bajas en los segmentos más temprano y más tardío del período histórico.

4.3.2. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. Este enfoque es diferente de la comparación de evaluaciones recientes (Sección 4.6) en la que los supuestos del modelo difieren entre estas evaluaciones, y diferencias serían de esperar. Los análisis retrospectivos generalmente implican la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método ni los supuestos. Esto permite al analista determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que el uso de más datos mejora las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones.

Se realizaron análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2008), dos años (2008 y 2007), tres años (2008, 2007, 2006), y cuatro años (2008, 2007, 2006, 2005) de datos (Figuras 4.12-4.14). Estos análisis señalaron un incremento de la biomasa sumaria en 2005, 2006, 2007, y 2008, mientras que el caso base indicó una tendencia casi estable durante el mismo período (Figura 4-12). Esto corrobora los resultados de análisis retrospectivos previos, que indican que las estimaciones recientes de biomasa son sujetas a sesgos retrospectivos (Harley y Maunder, 2004; Aires-da-Silva y Maunder 2007). Por contraste, los niveles recientes del cociente de biomasa reproductora (SBR) indican poco efecto de sesgo retrospectivo (Figura 4.13). Los niveles mayores de sesgo descubiertas en el caso de la biomasa sumaria no son sorprendentes, dada la fuerte dependencia de esta cantidad de los niveles recientes del reclutamiento, que resultan ser altamente sujetas al sesgo retrospectivo reciente (Figura 4.14). Aunque las tendencias en las biomazas son iguales, en general, el análisis retrospectivo señala que las estimaciones de la biomasa del modelo de caso base son menores que aquéllas estimadas cuando no se incorporan en el modelo los últimos años de datos. El sesgo retrospectivo no necesariamente indica la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, sino solamente que el modelo podría estar incorrectamente especificado.

4.4. Análisis de sensibilidad

Se presentan los resultados de los tres análisis de sensibilidad en los anexos: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo A), uso de una función de crecimiento de Richards (1959) para modelar el crecimiento (Anexo B), y extender el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de $150^{\circ}O$ a $170^{\circ}E$ (Anexo C). Aquí se describen las diferencias en el ajuste del modelo y las predicciones del modelo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la condición de las poblaciones hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3a se compara la verosimilitud del caso base y de los

análisis de sensibilidad.

La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) fue fijada igual a 0,75. Las estimaciones de la biomasa sumaria (Figura A.1) son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo de reclutamiento es similar al caso base (Figura A.2). Las tendencias del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo si se supone una relación población-reclutamiento, pero los niveles del SBR son ligeramente mayores para el caso base (Figura A.3). En la Figura A.4 se presenta la relación población-reclutamiento estimada.

El modelo de caso base usó una función de crecimiento de von Bertalanffy (1938) ajustada a datos de talla por edad derivados de lecturas de otolitos. Se realizó un análisis de sensibilidad en el cual se ajustó una curva de crecimiento de Richards a datos de talla por edad (Figura B.1). El ajuste del modelo a todos los componentes de los datos mejoró cuando se supuso una curva de crecimiento de Richards (mejora de la verosimilitud total de 87,26 unidades; Tabla 4.3a). Las tendencias de la biomasa sumaria estimada en el análisis de sensibilidad y el modelo del caso base son muy similares, pero los niveles de biomasa obtenidos al suponer una curva de crecimiento de Richards fueron más bajos (Figura B.2). Las estimaciones de reclutamiento son asimismo muy similares en ambos modelos (Figura B.3). Las tendencias del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una curva de crecimiento de Richards, pero los niveles del SBR son ligeramente mayores para el caso base (Figura B.3).

Se extendió el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E (Figura C.1). Cuando se ajustó el modelo de evaluación de la población de patudo a los datos de CPUE y de composición por tamaño de la pesquería que opera en las regiones 2, 4, y 6 del Pacífico central y occidental, además de ajustarse a los datos del OPO, las biomásas sumarias fueron ligeramente menores en la mayoría de los años que aquéllas estimadas por el modelo de caso base (Figura C.3). Sin un ajuste a los datos de pesca del Pacífico central y occidental los niveles de biomasa fueron mayores, pero las tendencias relativas son muy similares a las estimaciones de caso base (Figura C.3). El análisis de sensibilidad arrojó estimaciones mayores de reclutamiento (Figura C.4.a) comparado con el caso base. Se espera este resultado, en vista de los mayores niveles de captura que resultaron de la adición de los datos de captura del Pacífico central y occidental. Sin embargo, las tendencias relativas del reclutamiento son muy similares (Figura C.4b). Aunque las tendencias relativas fueron similares, los niveles del SBR obtenidos al ajustar los datos de pesca del Pacífico central y occidental son mucho más bajos que aquéllos derivados del caso base y el modelo sin ajuste a los datos del Pacífico central y occidental (Figura C.5). Este resultado se debe probablemente a diferencias en las curvas de selectividad que resultan de un ajuste a los datos de composición por tamaño del Pacífico central y occidental, en lugar de compartir selectividades con la pesquería del OPO (Figura 6). En el Anexo C se presentan también los ajustes promedio estimados del modelo a los datos de composición por tamaño (Figuras C7.a, b), y los ajustes del modelo a la serie de tiempo de la CPUE (Figuras C8.a, b) para ambos análisis de sensibilidad a los datos del Pacífico central y occidental.

Otros análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, los efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, la mortalidad natural, el uso de una reponderación iterativa, y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur, fueron realizadas por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), y Maunder y Hoyle (2007), y Aires-da-Silva y Maunder (2007, 2009).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

Las biomásas sumaria y reproductora (Figuras 4.13 y 4.14, respectivamente) estimadas por las evaluaciones actual y previa del modelo de población (Aires-da-Silva y Maunder 2009) son muy similares en términos absolutos. Las pequeñas diferencias absolutas en las biomásas en los años más recientes se deben más probablemente a los nuevos datos. Las tendencias de los SBR son asimismo muy similares, con diferencias absolutas que son muy pequeñas durante el período después de 2000 (Figura 4.17).

Los reclutamientos estimados por la evaluación actual son ligeramente menores que las estimaciones de la evaluación previa, particularmente en 2006 y 2007 (Figura 4.18a). Las diferencias descubiertas en el caso del reclutamiento relativo fueron asimismo pequeñas (Figura 4.18b).

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

Por todo el rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no estaban capturando cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 hasta 2006 fueron superiores al promedio, y fueron particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento de 2008 parece estar por encima de los niveles promedio, pero esta estimación es muy incierta, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla.

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1975-1986, y alcanzó su nivel pico de unas 630.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de unas 287.000 toneladas al principio de 2009. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en las biomásas estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres como de reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estimó que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores ha sido estable en los seis últimos años.

Las estimaciones de biomasa sumaria son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Concretamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo del reclutamiento es similar a aquélla del caso base.

Cuando se supuso una curva de crecimiento de Richards, las biomásas sumarias fueron menores que aquéllas obtenidas por el modelo de caso base, que supone una curva de crecimiento de von Bertalanffy. No obstante, las tendencias relativas en las biomásas sumarias fueron muy similares. Las estimaciones de reclutamiento de los dos modelos son asimismo muy similares. Las tendencias del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una curva de crecimiento de Richards, pero los niveles del SBR son ligeramente mayores para el caso base. Suponer una curva de Richards mejoró el ajuste del modelo a los datos.

Al extender el límite occidental supuesto de la distribución de la población de patudo de 150°O a 170°E, e incluir la captura de las pesquerías en las regiones correspondientes del Pacífico central y occidental en el modelo, los reclutamientos y las biomásas sumarias fueron mayores que aquéllos estimados por el caso base. Las trayectorias del SBR fueron muy similares. Los niveles de SBR disminuyeron sustancialmente cuando se ajustó también el modelo de evaluación de la población de patudo a los datos de CPUE y composición por tamaño de las regiones del Pacífico central y occidental añadidas al modelo de caso base.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que puede ser tomada de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes.

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones que gestiona, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si el SBR es cercano a cero, la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que la población haya emprendido un régimen de producción incrementada.

Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que ciertas poblaciones de peces son capaces de producir el RMS cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras no son capaces de producir el RMS si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos de aproximadamente 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica poblacional que caracterizan las poblaciones de atunes no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y reclutamiento, mortalidad natural, y tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados para atunes basados en SBR, se pueden comparar estimaciones de SBR_t con una estimación de SBR correspondiente al RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.1.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período del estudio (1975-2008). Se estimó el SBR correspondiente al RMS (SBR_{RMS}) en un 0,19.

Al principio de enero de 2009, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo cerca del nivel bajo histórico (Figura 4.7). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,17, 10% menos que el nivel correspondiente al RMS (Figura 5.1).

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,27 (Figura 5.1a). Esto es consistente con el hecho que el patudo en el OPO fue pescado con palangre durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste de individuos de mayor edad que son vulnerables a los palangres. El SBR aumentó, particularmente durante 1984-1986 y, al principio de 1987 fue 0,46. Este aumento puede ser atribuido al reclutamiento superior al promedio durante 1982 y 1983 (Figura 4.5) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante ese período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0,20 a mediados de 1999. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1994 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 1999, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,32 en 2002. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.5). A partir de

finis de 2002 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles en 1999 y 2000, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y las capturas palangreras incrementadas. El SBR muestra una tendencia temporal similar a la evaluación previa (Figura 4.17).

5.2. Evaluación de la condición de la población con base en RMS

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMS y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver Maunder y Watters (2003) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se calcularon las estimaciones basadas en RMS con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2006 y 2008. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMS como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres.

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 10% menos que S_{RMS} , y se estima que las capturas recientes han sido un 8% mayores que el S_{RMS} (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.2), el F_{RMS} es aproximadamente el 81% del nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en el RMS suponiendo que la población está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. Por ejemplo, las capturas de patudo por dicha flota disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no eran vulnerables a esas pesquerías.

Las estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (estimado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones diferentes del esfuerzo de pesca entre pesquerías cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada grupo de pesquerías (Tabla 5.2). Si estuviese operando solamente la pesquería de cerco, el RMS sería aproximadamente 22% menos. Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMS sería aproximadamente 111% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMS, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 320%.

Las cantidades relacionadas con el RMS varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-2007. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquella correspondiente al RMS (Figura 5.2).

Cuando se estima el RMS usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2005-2006, es 416 t (0,5%) menos que aquél del caso base.

En la Figura 5.3 ilustran las series de tiempo históricas de las tasas de explotación, la biomasa

reproductora y las biomasa sumarias con respecto a los puntos de referencia de RMS. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Las cinco estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra probablemente sobreexplotada ($S < S_{RMS}$) y que la pesca actual es excesiva ($F > F_{RMS}$); los intervalos de confianza de la biomasa reproductora abarcan el nivel de RMS.

5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son moderadamente sensibles a supuestos alternativos en el modelo, datos de insumo, y los períodos supuestos para la mortalidad por pesca (Tablas 5.1 y 5.2).

El análisis de sensibilidad que incluía un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR requerido para sostener el RMS es 0,29, comparado con 0,19 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad a inclinación estimó un multiplicador de F (0,54) considerablemente menor que la evaluación del caso base (0,81). Todos los análisis estiman que el SBR actual es menor que el SBR_{RMS} y multiplicadores de F que son menos que 1 ($F > F_{RMS}$). Las cantidades de ordenación derivadas del modelo de caso base (S_{recent}/S_{RMS} y multiplicador de F) producen el escenario menos pesimista de los distintos análisis.

Las cantidades de ordenación demostraron poca sensibilidad a los períodos recientes de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2).

5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,17, un 10% menor que el nivel correspondiente al RMS (SBR_{RMS}).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMS (Tabla 5.1). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente el 81% de nivel de esfuerzo actual (2006-2008). El RMS de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura individuos de mayor tamaño, cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que F_{RMS} (Figura 5.2).

Todos los análisis señalan que, al principio de 2009, la biomasa reproductora estuvo probablemente por debajo de S_{RMS} (Tablas 5.1 y 5.2). El RMS y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMS} .

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías atuneras en el OPO podrían simultáneamente afectar a la población de patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías. Se construyeron distintos escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

El método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación durante 10 años adicionales con tasas de explotación iguales medial promedio de 2006-2008. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los 10 años de la misma forma que

en el modelo de evaluación, con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca (tasas de mortalidad por pesca) sobre la biomasa de la población y la captura.

Los análisis realizados fueron:

1. Las tasas de mortalidad por pesca trimestrales de cada año en el futuro fueron fijadas iguales a la tasa media de 2006-2008, para simular que las tasas de mortalidad por pesca se mantienen en los niveles actuales (F_{cur}) – una estrategia de explotación *estatu quo*;
2. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población si se redujera el esfuerzo de pesca a los niveles correspondientes al RMS (F_{RMS}).

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros de la biomasa reproductora, el SBR, la captura total anual de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total anual de la flota palangrera (Pesquerías 8-9 y 14-15). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, sin tomar en cuenta la variación en la capturabilidad.

6.2.1. Niveles actuales de mortalidad por pesca (F_{cur})–*estatu quo*

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de mortalidad por pesca seguirían al nivel medio de 2006-2008.

Se estima que el SBR aumentó ligeramente en los últimos años, y sigue estable desde 2005 (Figura 5.1). Se atribuye el aumento a dos picos en el reclutamiento reciente (Figura 4.5b). Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad, se predice que el SBR seguirá casi estable en aproximadamente 0,16 durante los próximos años (2009-2012), y luego disminuirá a aproximadamente 0,12 en 2019. Durante ese período (2009-2019), el SBR no aumentaría por encima del nivel que soportaría el RMS (0,19) con una estrategia de *estatu quo* (Figura 6.1a). Similarmente, se estima que la biomasa reproductora seguirá estable en los próximos años, pero que probablemente disminuirá en el futuro (Figura 6.2). Estos resultados son similares a las proyecciones correspondientes al escenario “sin resolución” escenario obtenido en las dos evaluaciones más recientes (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009).

Bajo el escenario de *estatu quo* y el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento, se predice que las capturas cerqueras disminuirán durante 2009-2012 y luego se estabilizarán en unas 60.000 t en 2013 (Figura 6.3, recuadros izquierdos). Con el esfuerzo actual, se predice que las capturas palangreras aumentarán moderadamente a unas 30.000 toneladas durante 2009-2011, y que posteriormente disminuirán a unas 22.000 toneladas en 2018 (Figura 6.3, recuadros derechos). Las capturas no se estabilizarían, y disminuirían continuamente si se incluyera una relación población-reclutamiento, debido a reducciones en los niveles de reclutamiento que contribuyen a las capturas cerqueras.

Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual, y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuya la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que las que se predicen en el presente análisis.

6.2.2. Tasas de mortalidad por pesca en RMS (F_{RMS})

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es la meta de la ordenación especificada en la Convención de la CIAT. A fin de evaluar el impacto sobre la población de patudo de una estrategia de explotación que apuntara al RMS, se proyectó la población 10 años a futuro, suponiendo las tasas de mortalidad por pesca (por el esfuerzo de pesca) correspondiente al RMS (F_{RMS}). Las capturas proyectadas en F_{RMS} son menores que los niveles obtenidos en F_{cur} en 2009 y 2010 (Figura 6.3, paneles inferiores). Posteriormente, las capturas se estabilizarían en niveles muy similares a aquéllos obtenidos en F_{cur} (alrededor de 60.000 t y 25.000 t para las pesquerías de superficie y de palangre, respectivamente). No obstante, los niveles de SBR correspondientes al RMS que se lograrían (0,19) son mucho más altos que aquéllos logrados si las tasas de mortalidad por pesca tasas persistieran en el futuro (0,12) (Figura 6.4).

6.2.3. Análisis de sensibilidad

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población está sustancialmente por debajo de SBR_{RMS} , y que seguirá en este nivel con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles del SBR estabilizados y capturas palangreras incrementadas durante 2009-2011, pero se espera que altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsecuentemente el SBR. Con los niveles de esfuerzo actuales, es poco probable que la población permanezca en niveles que soportarían el RMS, a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o que el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, una capturabilidad dependiente de la densidad) podrían causar resultados diferentes de los que aquí se predicen.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados y nuevos.

El personal de la CIAT continuará la compilación de datos de captura y esfuerzo palangreros de las pesquerías que operan en el OPO. En particular, se procurará obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del atún patudo del OPO con *Stock Synthesis* (Versión 3). En gran parte, los avances dependerán de cómo se modifique el software de *Stock Synthesis* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Facilitar la ejecución de proyecciones con tasas de explotación fijas.
2. Evaluar de nuevo las definiciones de las pesquerías.
3. Determinar ponderaciones apropiadas de los distintos conjuntos de datos.
4. Incluir los datos de mercado disponibles en la evaluación.
5. Explorar supuestos alternativos con respecto a la estructura de la población (análisis espacial).

Continuará la colaboración con el personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 105-203.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2009. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 101-202.
- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p. (http://isc.ac.affrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf)
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2*, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 37 p. (<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36*: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1*: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 80 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. *WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP*, 19p. (http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2006. An update of Pacific-wide assessment of bigeye tuna with comparisons with eastern Pacific assessment results. [<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07c.ii-Pacific-wide-BET-assessment.pdf>]
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment

- models. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M. N. Maunder. 2006. Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 7th Meeting, SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Langley, A., J. Hampton, P. Kleiber and S. Hoyle. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC-SC4-2008/SA-WP-1 Rev.1, Port Moresby, Papua New Guinea, 11–22 August 2008.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. (http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WPBET-2.pdf)
- Lennert-Cody, C.E., J.J. Roberts, and R.J. Stephenson. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Jour. Mar. Sci., 65: 970-978.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Matsumoto, T. and W.H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 24: 1-187.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler) 2006. Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Assessment-methods-WS-Nov05-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N., A. Aires-da-Silva, R. Deriso, K. Schaefer, and D. Fuller. 2010. Preliminary estimation of age- and sex-specific natural mortality of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying a cohort analysis with auxiliary information to tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 10: this volume.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and

- outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and Hoyle, S.D. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 117-248.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 433-582.
- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries. http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16_AW_04.pdf?id=DOCUMENT
- Methot, R. D. 2009. User manual for Stock Synthesis. Model Version 3.04b. NOAA Fisheries.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. Biometrics 36: 579-593.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. Jour. Exper. Botany, 10: 290-300.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 203-221.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 23: 33-76.
- Schaefer, K. M., and D. W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., Bull., 24: 189-248.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller, and B. A. Block. 2009. Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. In Nielsen, Jennifer L., Haritz Arrizabalaga, Nuno Fragoso, Alistair Hobday, Molly Lutcavage, and John Sibert (editors), 2009, Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Springer: 121-144.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p. (<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Nankai Reg. Fish. Res. Lab, Rep. 25: 91-104.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western

- Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. Human Biology, 19(2):181-213.
- Wang, S-P., M. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2009. Implications of model and data assumptions: an illustration including data for the Taiwanese longline fishery into the eastern Pacific Ocean bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Res. 99 (1-2): 118-126.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep. 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 147-246.

ASSESSMENT OF STRIPED MARLIN IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2008 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Michael G. Hinton

CONTENTS

1. Summary	229
2. Data	230
3. Assumptions and parameters.....	231
4. Stock assessment.....	232
5. Stock status.....	233
6. Future directions.....	233
Figures	235
Tables.....	244
References	251

1. SUMMARY

Striped marlin occur throughout the Pacific Ocean between about 45°N and 45°S. They are caught mostly by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts are caught by recreational, gillnet and other fisheries. During recent years the greatest catches in the eastern Pacific Ocean (EPO) have been taken by fisheries of Japan, Costa Rica and Korea.

Striped marlin reach maturity when they are about 140 cm long, and spawning occurs in widely-scattered areas of the Pacific Ocean.

Few tagging data are available on the movements of striped marlin. Tagged fish released off the tip of the Baja California peninsula generally have been recaptured in the same general area as where tagged, but some have been recaptured around the Revillagigedo Islands, a few around Hawaii, and one near Norfolk Island. Recently pop-up satellite tags have been placed on striped marlin in the Pacific (Domeier 2006), achieving times-at-liberty averaging about 2 to 3 months, with maximums of 4 to 9 months in each tagging region. These studies indicated that there was essentially no mixing of tagged fish among tagging areas, and that striped marlin maintained site fidelity.

The catch rates of striped marlin off California and Baja California tend to be greater when the sea-surface temperatures are higher and when the thermocline is shallow. The catch rates are greater on the shallower hooks of longlines, especially when the thermocline is shallow.

The stock structure of striped marlin is uncertain. Analyses of catch rates using generalized additive models (GAMs) suggest that in the north Pacific there appear to be at least two stocks, distributed principally east and west of about 145°-150°W, with the distribution of the stock in the east extending as far south as 10°-15°S. Genetic studies provide a more detailed picture of stock structure. McDowell and Graves (2008) suggest that there are separate stocks in the northern, northeastern, and southeastern, and southwestern Pacific. Preliminary reports of more recent genetic studies (C. Purcell, University of Southern California, personal communication, May 2009) indicate that the striped marlin in the EPO off Mexico, Central America, and Ecuador are of a single stock and that there may be juveniles from an identified Hawaiian stock present seasonally in regions of the northern EPO.

Analyses of stock status have been made using a number of population dynamics models. The results from these analyses indicated that striped marlin in the EPO were at or above the level expected to provide landings at the maximum sustainable yield (MSY), estimated at about 3300 to 3800 metric tons (t), which is substantially greater than the annual catch in recent years and the new record low estimated catch of about 1,400 t in 2007. There is no indication of increasing fishing effort or catches in the EPO stock area. Based on the findings of Hinton and Maunder (2004), new information and recent observations of catch and fishing

effort presented herein, it is considered that the striped marlin stocks in the EPO are in good condition, with current and near-term anticipated fishing effort less than the fishing effort at MSY (F_{MSY}).

2. DATA

2.1. Effort, catch, and landing data

Landings of billfish are fairly well known, due to the value of these fish in commerce. However, there remain unreported landings from artisanal and recreational fisheries, and from components of the commercial longline fisheries operating in the region.

Most of the commercially-landed striped marlin are taken by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts of striped marlin are, or have been, landed by the other fisheries described in Hinton and Bayliff (2002, Section 2.1). Data on the distribution of effort and total hooks fished by the principal longline fisheries are shown in Figures 2.1.1a and 2.1.1b. Data on commercial landings of striped marlin in the EPO are shown in Table 2.1.1. The annual catch by commercial fleets peaked in the late 1960s to early 1970s at about 11,000 t, dropped as targeting of billfish decreased, and by 1975 was on the order of 5,000 t. From 1975 to 1998 (the last year with annual catch greater than 3,000 t) the average annual catch was about 4,000 t. Since 1997 the catch of striped marlin from the EPO has been in a decreasing trend, with annual average catch at about 2,000 t, with catch in the most recent four years on the range of 1,400 to 1,500 t.

The principal recreational fisheries for striped marlin in the EPO operate within about 50 to 100 miles of the shores of Mexico, and they may be characterized as catch-and-release for all marlin species. Fleischer *et al.* (2009) reported sport-fishing trips increasing from about 32,500 trips in the early 1990s to about 55,500 trips in recent years, with annual catches of striped marlin increasing from about 13,300 fish to about 30,000 fish over this period. A record high catch of about 58,000 individuals was taken in 2007, the most recent year for which complete data are available, and the preliminary estimate for 2008 is of the same magnitude. Fleischer *et al.* (2009) report an average release rate (determined by the Instituto Nacional de Pesca and the Centro Regional de Investigación Pesquera of La Paz, Mexico) for the 1999-2007 period of about 77.4 percent (range: 72.4 to 82.5). Assuming (1) the average release rate for the 1990-2007 period, (2) 100 percent mortality of fish released, and (3) the reported (Fleischer *et al.* 2009) annual median weight of fish sampled, then the conservative estimate of average annual mortality resulting from the recreational fishery during 1990-2006 was about 195 t (range: 115 to 310), and the mortality associated with the record high catch in 2007 was about 545 t. At a mortality rate of about 25 percent (Domeier *et al.*, 2003), the mortality in 2007 was about 140 t.

A small number of striped marlin are captured in purse-seine fisheries targeting tuna in the EPO. During the 1998-2007 period, the average annual catch of striped marlin by the large (> 363 t carrying capacity) vessels in this fishery was about 370 fish (range: 161 to 566). This catch was orders of magnitude less than the catches made by either the commercial longline or the recreational fishery.

2.2. Size-frequency data

Size-frequency data for striped marlin taken by longline fisheries of Japan in the EPO north of 20°S during the 1998-2007 period are shown in Figures 2.2.1a and 2.2.1b.

Size-frequency data for striped marlin taken by recreational fisheries of Mexico have been presented by Ortega-García *et al.* (2003) and Fleischer *et al.* (2009). Ortega-García *et al.* (2003) found significant differences in size frequencies of males and females. They found that during 1990-1996 there was a decreasing trend in average eye-fork length (EFL), from about 176 to 167 cm, followed by an increasing trend from 1996 to 1999 (Ortega-García *et al.* 2003, Figure 8), with EFL of sampled marlin ranging from about 113 to 217 cm over the period. Size-frequency data (lower-jaw-fork length – LJFL) for the 1985-2007 period were compiled by Fleischer *et al.* (2009). The annual median LJFL for the period averaged about 202 cm (range: 193 to 211). The general attributes of changes in EFL described by Ortega-García *et al.* (2003)

were seen in LJFL (Figure 2.2.2). A gradual decline in median LJFL began in about 2000, followed by a leveling off in 2004 at about 194 cm. Some reduction in median length or average size might initially be expected as recruitment to the population increases due to decreased fishing mortality.

Plots of size frequency distributions of striped marlin taken by purse-seine vessels during the most recent 10-year period for which data are available are shown in Figures 2.2.3a and 2.2.3b.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Environmental influences

Information on the relationship of striped marlin to their environment is given by Squire (1974, 1985, and 1987), Hanamoto (1974, 1978 and 1979), Miyabe and Bayliff (1987), Holts and Bedford (1990), Nakano and Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993) and Uosaki and Bayliff (1999).

Squire (1974) examined the catch rates for recreational fishing vessels based in San Diego, California (USA), and found that the catch rates per half-month period were 40.5 fish per period when the sea-surface temperatures (SSTs) were less than 20°C, 99.2 fish per period when the SSTs were between 20° and 21.1°C, and 122.7 fish per period when the SSTs were greater than 21.1°C. When the 21.1°C isotherm was continuous, the catch rates were greater than when it was discontinuous. Squire (1985) found that the landings from off Southern California were greatest when there were continuous isotherms of 22.2°C. He stated that "it is reasonable to assume that the ocean temperatures ... never attain values that would result in a maximum catch ... because catches appear to be increasing at the peak continuous isotherm recorded (... 22.2°C)." Ortega-García *et al.* (2003) found significant intra-annual differences in seasonal catch rates and reported that "highest catch rates were recorded at [temperatures] between 22° and 24°C." Squire (1987) reported that the landings of striped marlin were distributed further to the north during the 1983 El Niño event than during "normal" years. Hanamoto (1974) reported that the catch rates of striped marlin for longliners are greater off Baja California when the thermocline is shallow, and attributed this to more abundant supplies of food during such conditions. Nakamura (1985) reported that the distribution of this species was generally bounded by the 20° and 25°C isotherms, at least in the western Pacific Ocean.

Holts and Bedford (1990) described the vertical movements of 11 striped marlin that were tracked with ultrasonic tags off Southern California. The fish spent most of their time in the upper mixed layer, at temperatures of 19° to 20°C, but sometimes descended to depths where the temperatures were less than 12°C. Four of the fish occupied greater depths at night than during the day. The maximum depth to which a fish descended was about 90 m. Brill *et al.* (1993) tracked six striped marlin in the vicinity of Hawaii. The fish spent about 80 percent of their time in waters with temperatures between 25° and 27°C, and never occupied water with temperatures less than 18°C. The maximum depth to which a fish descended was about 170 m. Abitia *et al.* (1998) stated that in the vicinity of Cape San Lucas, Baja California Sur, striped marlin feed on pelagic fishes during the day and "occasionally migrate to deeper waters to consume prey which live near or on the sandy bottoms."

3.2. Movement and stock structure

Data (catch and catch rates) from fisheries, tagging (conventional and electronic), and genetic studies are generally considered when developing stock-structure hypotheses. Striped marlin are distributed throughout the temperate and warmer waters of the Pacific (Nakamura, 1985). Shomura (1980) indicated hypotheses of either a single pan-Pacific stock, or two stocks, one north and one south of the equator, with mixing in the EPO. Hinton and Bayliff (2002, Section 3.3) considered that the preponderance of the information available at the time supported a hypothesis of one stock in the EPO, and recommended study of the stock structure of striped marlin in the Pacific.

Domeirer (2006) reported results from pop-up satellite tags placed on striped marlin in the Pacific. His study achieved time-at-liberties averaging about 2 to 3 months, with maximums of 4 to 9 months in each tagging area. He concluded that "... striped marlin exhibited a degree of regional site fidelity with little to no mixing

between fish tagged at different regions.”

Genetic analyses by McDowell and Graves (2008) indicated that there were at least four discrete stocks of striped marlin in the Pacific, and identified them as occurring off Australia, in the northern Pacific (Japan/Taiwan/Hawaii/California), Mexico, and Ecuador. They associated these stocks with identified (by presence of larvae) spawning areas off Australia, Japan/Taiwan, Mexico and in the southeast Pacific at about 10°S to 20°S at 150°W to 140°W. They found temporal stability in samples from Japan and Australia.

More recent genetic analyses (C. Purcell, University of Southern California, personal communication, May 2009) utilizing large sample sizes and new markers for striped marlin, indicate that there are three discrete stocks in the northern Pacific, for which mature individuals were associated with identified spawning areas that were located off Hawaii (Hyde *et al.* 2006), Japan/Taiwan, and Mexico. Juveniles of the Japan group were found off Hawaii, and those of the Hawaii group were found seasonally off California (Coronado Islands), but they were not found further south. The eastern Pacific stock (México/Central America/Ecuador) was not found mixed with other stocks.

An analysis of stock structure of striped marlin in the northern and eastern¹ Pacific was made in conjunction with this assessment. The work was conducted in R (Ver. 2.8.1). Generalized ridge regression with optimal smoothing (GAM) models were fitted using function “gam” in package mgcv (Ver. 1.4-1.1). Modifications were made to code in function “vis.gam” to extract data for contour plots and to handle structure of the dependent variable as $\ln(\text{catch rate} + \text{a constant})$. The fisheries data were from Japanese longline fisheries from 1965-1974, a period when the distribution of fishing effort extended through the principal known distribution areas of striped marlin, and preceded changes in longline gear configuration which may influence the catchability of striped marlin.

In the above analyses, multiple stocks and the intersections of their distributions were identified (Figures 3.2.1 and 3.2.2). In the north Pacific there appear to be at least two stocks, one with a geographical center at about 110°W and 23°N, and one at about 162°W-22°N. The model results separated these stocks at about 142.5°W, the center of the 5° longitude by 5° latitude data area with longitude of 140°W to 145°W. These two stocks appear separable for assessment purposes at about 145°W. The southern boundary of the northeastern stock follows at about 10°S from 165°W to the coast, though there appears a somewhat high catch rate region around the Galapagos Islands which may be bounded by the southern boundary of the northeastern stock and a line running from about 10°S and 110°W, thence to the coastline at about 20°N. It was found that the southern boundary for the western Pacific region may be set at the equator without loss of information.

4. STOCK ASSESSMENT

4.1. Previous assessments

The most recent stock assessment of striped marlin in the EPO is presented in Hinton and Maunder (2004), which also presents reviews of previous analyses of trends in catch rates and stock assessments of striped marlin.

Hinton and Maunder (2004) used updated data, new models and methods for standardizing catch rates, and two population dynamics models. Taking into account the time period (about 1964 to 1974) when billfish were targeted by longline fishing, they found that in one case the estimate of MSY was about 3,700 to 5,000 t, with a then current depletion ratio, or ratio of current biomass (B) to the estimated unfished population biomass (B_0), of about 0.47. The ratio of B to the biomass that may be expected to yield MSY (B_{MSY}) ranged from about 1.0 to 1.9. The results from the second analysis yielded estimates of MSY of 8,700 to 9,200 t, with then current depletion ratios of 0.68 to 0.70, and B to B_{MSY} ratios of about 1.2 to 1.6.

¹ M. G. Hinton, “Stock Assessment Modeling of Striped Marlin,” Report, International Scientific Committee for Tunas and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1/18, February 2009, 7 p.

Their results were consistent with those presented in the previous (Hinton and Bayliff, 2002) assessment of striped marlin. Hinton and Maunder (2004) also noted that landings and standardized fishing effort for striped marlin in the EPO decreased from 1990-1991 through 1998, and this general decline has continued, reaching new lows in preliminary estimates of retained catch in 2000 and 2001 of about 1,500 t, which is well below estimated MSY harvest levels. They also noted that continuing low catches may result in a continued increase in the biomass of the stock in the EPO.

The following is from Hinton and Maunder (2004), Sec. 5 Stock Status:

“The results cited indicate that striped marlin in the EPO are at or above the level expected to provide landings at MSY for the Pella-Tomlinson one q model when $B_{MSY}/B_0 < 0.35$ and for the two q model for all values of B_{MSY}/B_0 investigated. The current production is estimated at about 3300 to 3800, which is substantially more than the current catch. The results from the Deriso-Schnute model with two qs indicated that striped marlin in the EPO are above level expected to provide landings equivalent to MSY, and that the current depletion ratio is higher than indicated by the Pella-Tomlinson model.”

4.2. Assessment

There is no indication of increasing fishing effort or catches of striped marlin in the EPO. During the period from 1965 to 2001, about 75 percent of the total longline fishing effort was north of 10°S. Since then only about 65 percent has been north of 10°S. A disproportionate amount of the overall drop in fishing effort has occurred in the principal portions of the stock distribution (Figure 2.1.1). Catch in the EPO region was about 1,400 t in 2007, again well below the estimated MSY of the stock. Fishing effort and catches have continued the decline noted in previous assessments. Based on these considerations, no additional stock assessment analysis was undertaken this year.

5. STOCK STATUS

The information and results presented indicate that striped marlin population levels in the EPO are at or above the level expected to provide landings at MSY levels, which are currently estimated at about 3,300 to 3,800 t, substantially more than the current catch. There has been an observed decreasing trend in standardized fishing effort since about 1990-1991, and nominal fishing effort and catch have continued to decline since about 2001. There are indications that for the next few years the nominal fishing effort will continue near or below levels observed in recent years. Based on the information, analyses and hypotheses discussed and shown herein, it is considered that the striped marlin stocks in the EPO are in good condition, with current and near-term anticipated fishing effort less than the effort corresponding to MSY (F_{MSY}).

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and/or updated information

In general, previous recommendations made concerning data and information on striped marlin remain true.

There remain questions about the stock structure of striped marlin in the EPO, particularly related to the temporal stability and distributions of stocks identified by genetic analyses. Publication of the most recent genetic analyses is expected in a few months, and they are expected to include additional information on stability and distribution. Once these results have been reviewed, more consideration should be given to the hypothesized stock structures to be considered in future assessments of striped marlin in the Pacific.

Assessment analyses would benefit significantly from improved information on the growth rates and natural mortality rates of striped marlin by stock region. Improved estimates of sex-specific size at age, with estimates of the landings by sex, would be expected to increase confidence in assessment results. These improvements would require increased on-board sampling for biological data, and improvements in techniques for aging of striped marlin.

Estimates of total removals of fish from a population are critical to stock assessment. There remain

undocumented and unreported landings of striped marlin from the EPO, as well as uncertainty in estimates of population removals and cryptic mortalities from catch-and-release recreational fisheries. Efforts have been undertaken to increase reporting of landings made by artisanal and small-scale commercial fisheries, and attempts are being made to obtain estimates of landings of components of the large-scale longline fisheries for which data are not now available. Though there have been improvements in these areas during the intervening period, these efforts should be pursued with diligence.

6.2. Assessment model development

Efforts should be made to identify means by which stock status of striped marlin in the EPO may be estimated in an environment of limited or missing observations from what has been the key index of relative abundance, data from Japanese longline fisheries.

The collaborative effort examining the stock structure and status of striped marlin in the Pacific Ocean initiated during 2002 should be continued.

6.3. General

If there are observed significant increases in fishing effort or catch of striped marlin in the EPO, or as more data become available, assessment results presented here should be updated to ensure that, if there develop indications that the condition of the stock(s) of striped marlin has deteriorated, action could be considered and taken in a timely manner.

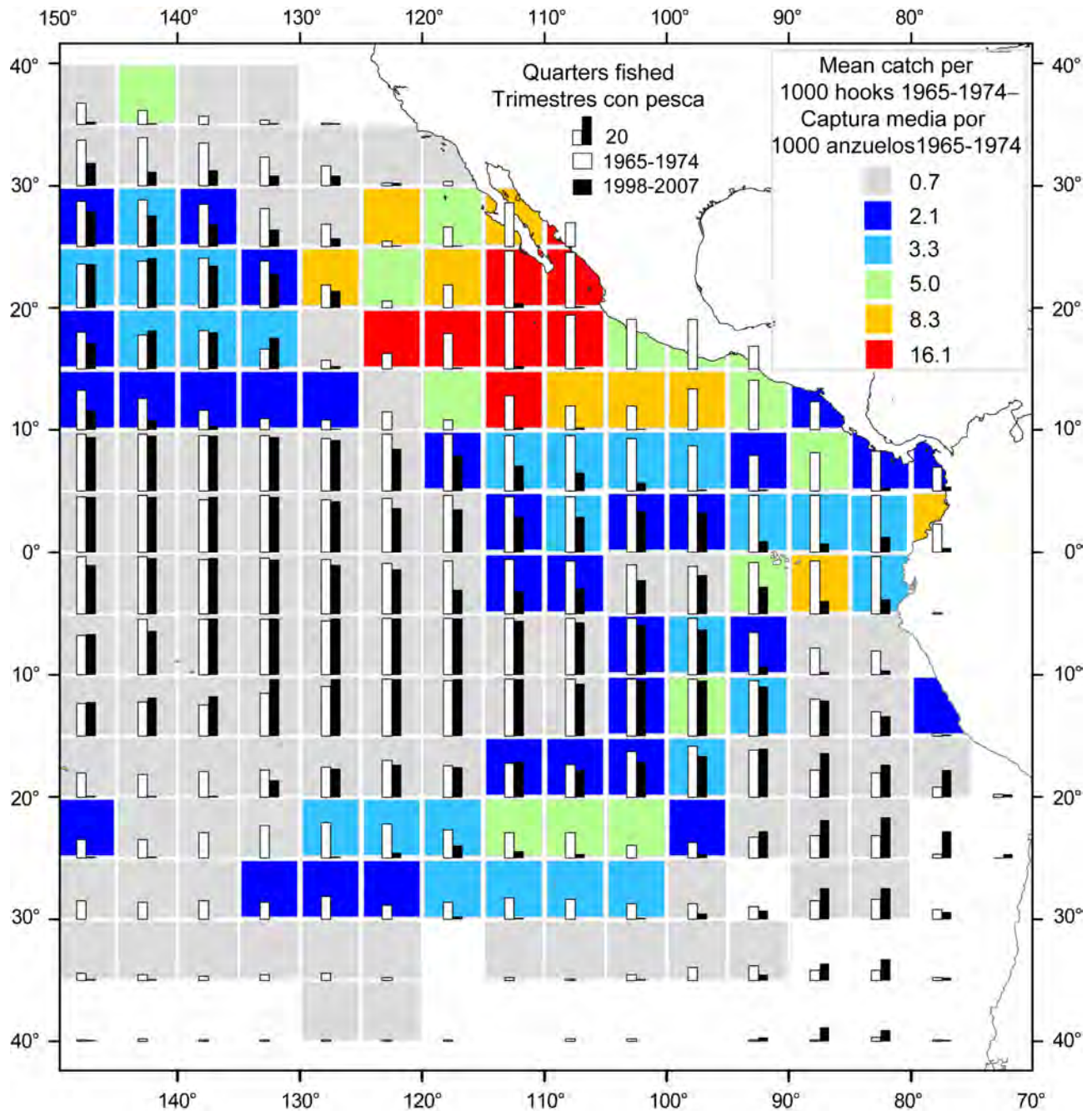


FIGURE 2.1.1a. Distribution of total quarters fished by Japanese-flag longline vessels by time periods. Data for the 1965-1974 period were used for stock structure analysis, and data for the 1998-2007 period are those for the most recent 10 years for which data are available.

FIGURA 2.1.1a. Distribución del total de trimestres con pesca por buques de palangre de bandera japonesa, por período de tiempo. Se usaron datos del período de 1965-1974 para el análisis de la estructura de la población, y los datos del período de 1998-2007 son aquéllos de los 10 años más reciente para los que hay datos disponibles.

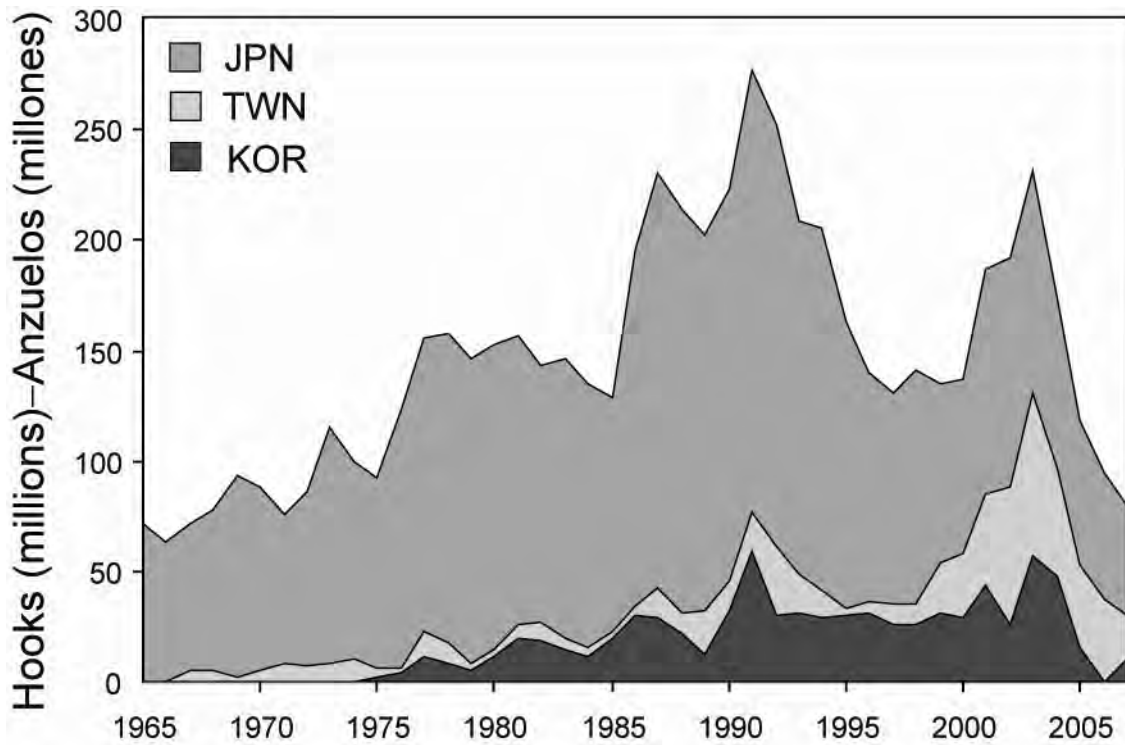


FIGURE 2.1.1b. Number of hooks fished by principal longline fleets operating in the EPO by flag of vessel by year.

FIGURA 2.1.1b. Número de anzuelos calados por las principales flotas de palangre que operan en el OPO, por bandera del buque y año.

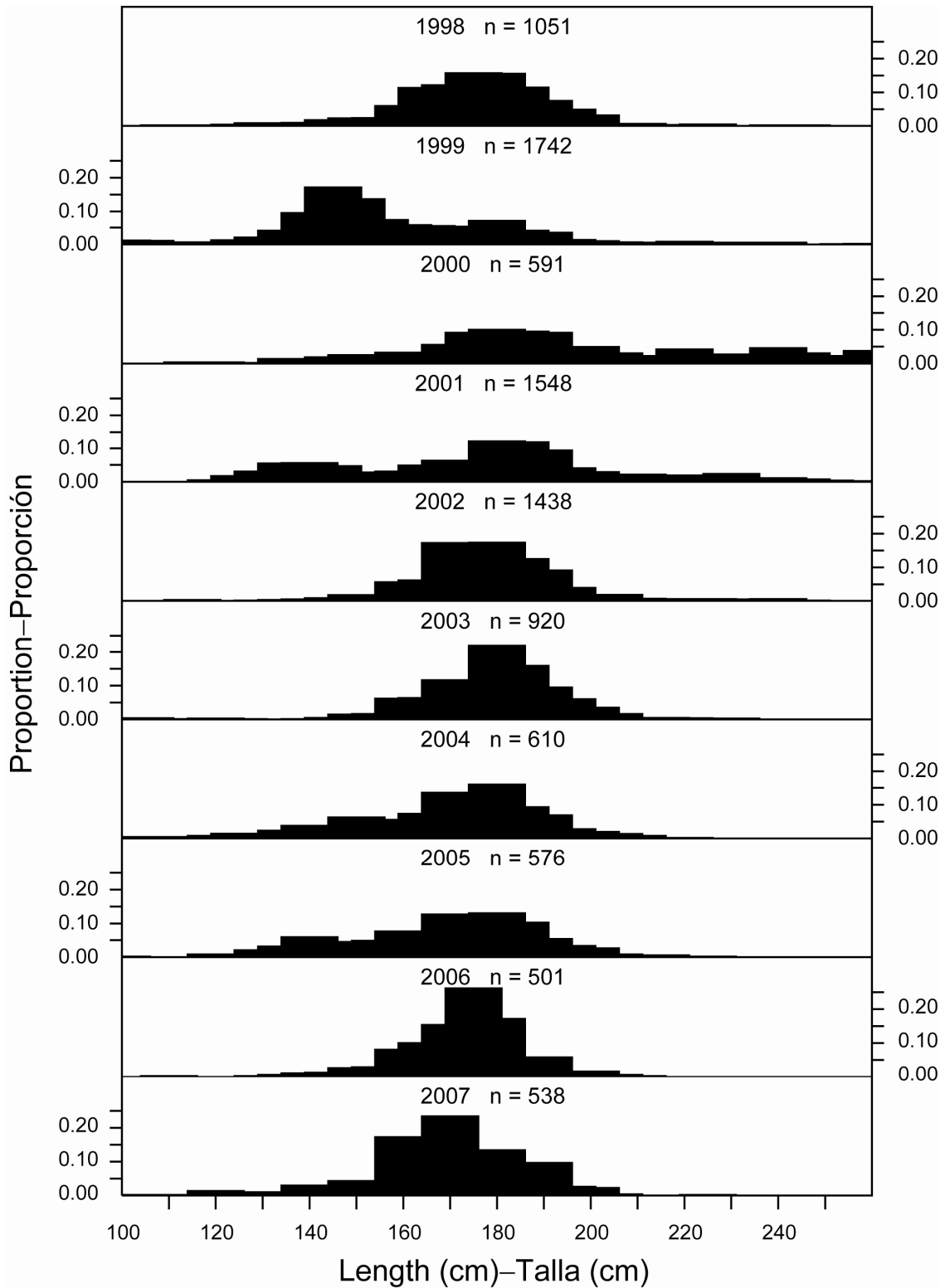


FIGURE 2.2.1a. Distribution of measurements of eye-fork length of striped marlin taken by Japanese longline fisheries in the EPO north of 20°S, and the number (n) of measurements by year.

FIGURA 2.2.1a. Distribución de las medidas de la talla ojo-furca de marlines rayados capturados por las pesquerías de palangre japonesas en el OPO al norte de 20°S, y el número (n) de mediciones por año.

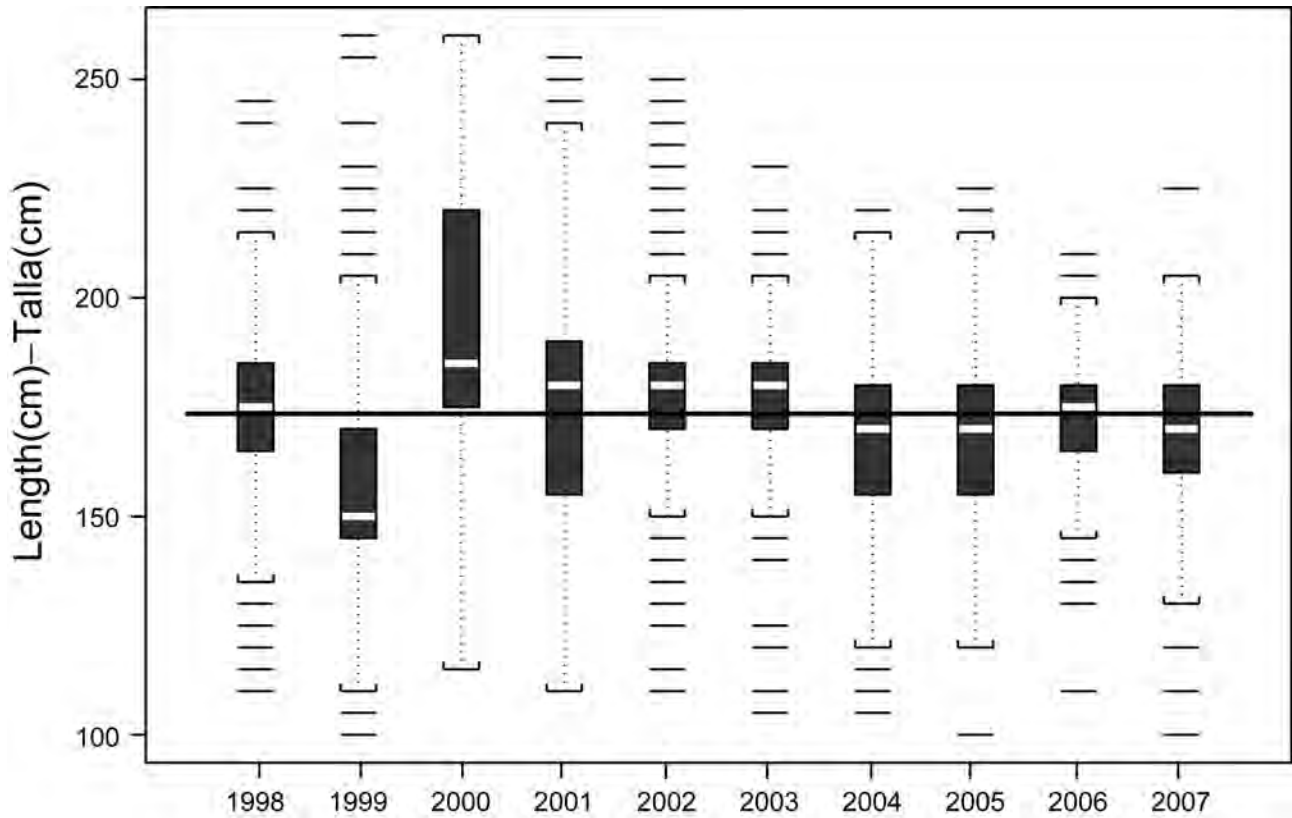


FIGURE 2.2.1b. Median and range of eye-fork length measurements of striped marlin taken by Japanese-flag longline fisheries in the EPO by year, and the 10-year average median (solid line).

FIGURA 2.2.1b. Mediana y rango de las medidas de la talla ojo-furca de marlines rayados capturados por las pesquerías de palangre japonesas en el OPO, por año, y la mediana media de 10 años (línea sólida).

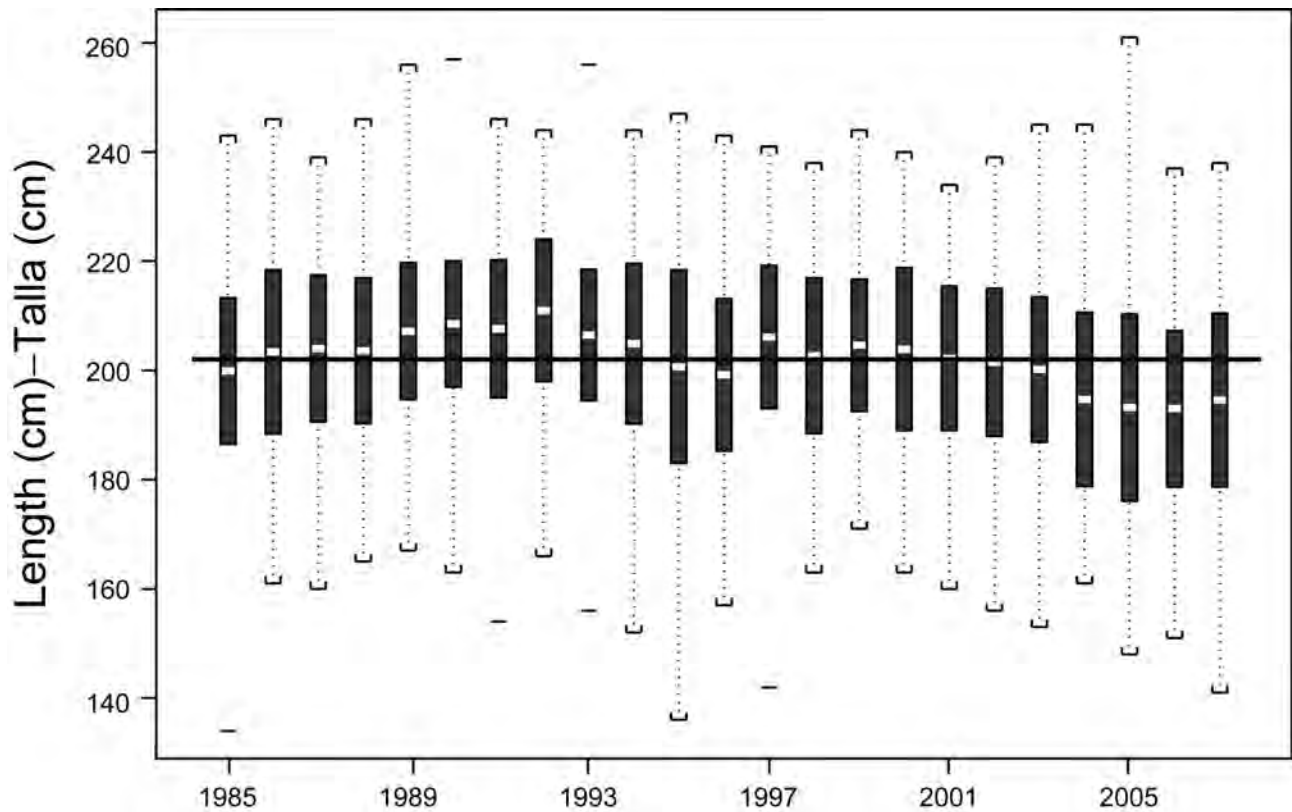


FIGURE 2.2.2. Distribution of measurements of lower-jaw-fork length of striped marlin taken by recreational fisheries of Mexico by year, and the average median (solid line). Boxes are median \pm 1 se, and whiskers are range. Data are from Fleischer *et al.* (2009) Table 3.

FIGURA 2.2.2. Distribución de las medidas de talla mandíbula inferior-furca de marlines rayados capturados en las pesquerías deportivas de México, por año, y la mediana media (línea sólida). Las casillas son la mediana \pm 1 ee, y los bigotes el rango. Los datos provienen de Fleischer *et al.* (2009) Tabla 3.

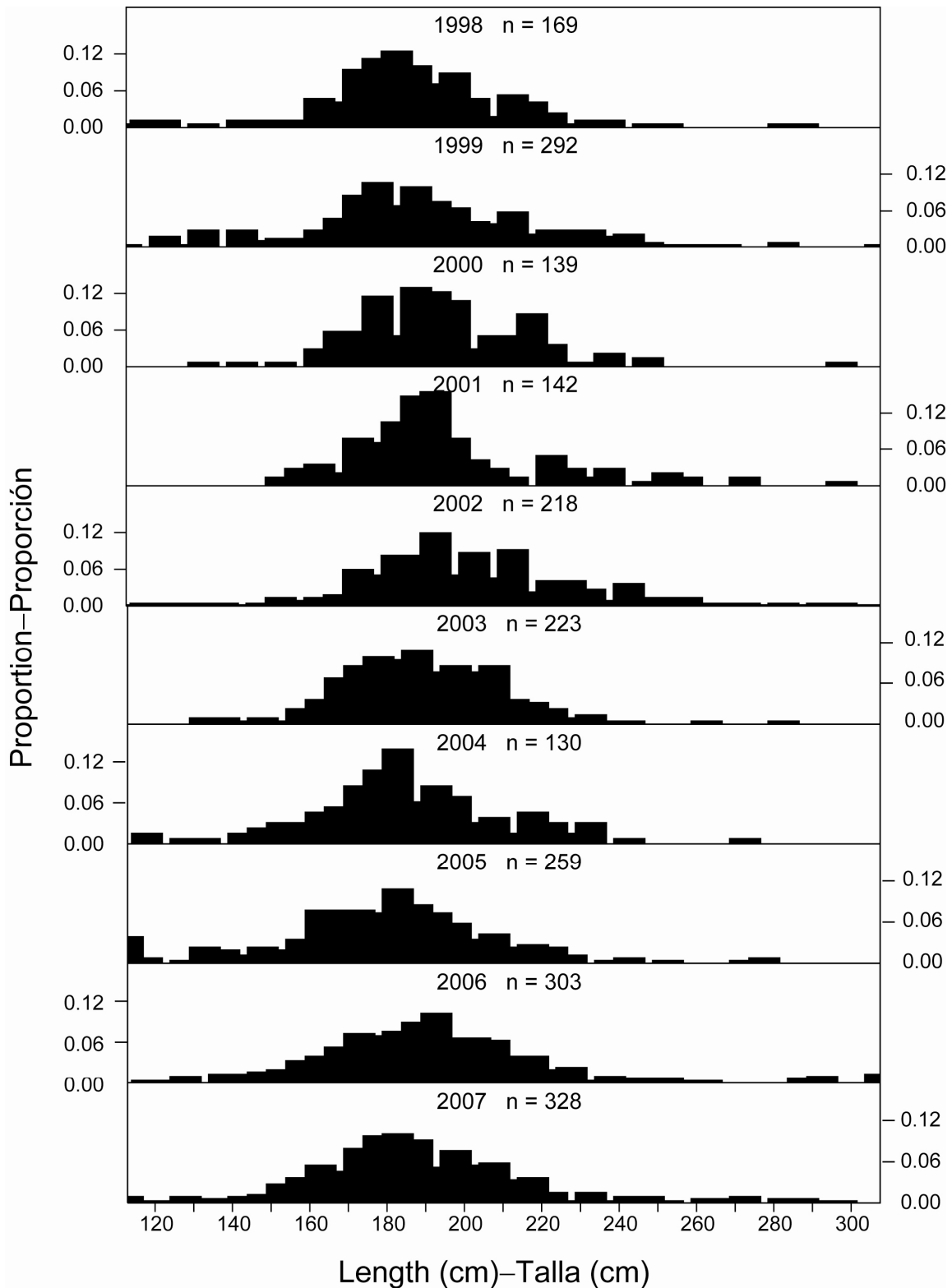


FIGURE 2.2.3a. Distribution of measurements of eye-fork length of striped marlin taken by purse-seine fisheries in the EPO, and the number (n) of measurements by year.

FIGURA 2.2.3a. Distribución de las medidas de la talla ojo-furca de marlines rayados capturados por las pesquerías de cerco en el OPO, y el número (n) de mediciones por año.

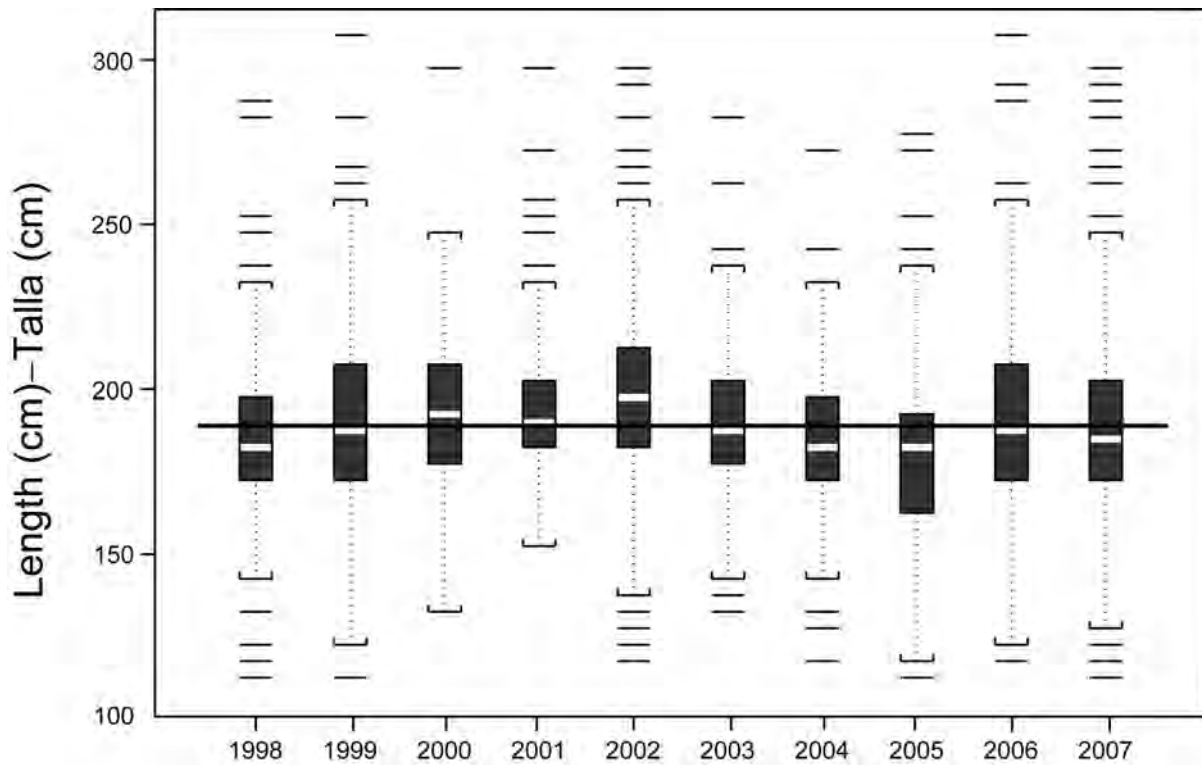


FIGURE 2.2.3b. Median and range of eye-fork length measurements of striped marlin taken by purse-seine fisheries in the EPO by year, and the 10-year average median (solid line).

FIGURA 2.2.3b. Mediana y rango de las medidas de la talla ojo-furca de marlines rayados capturados por las pesquerías de cerco en el OPO, por año, y la mediana media de 10 años (línea sólida).

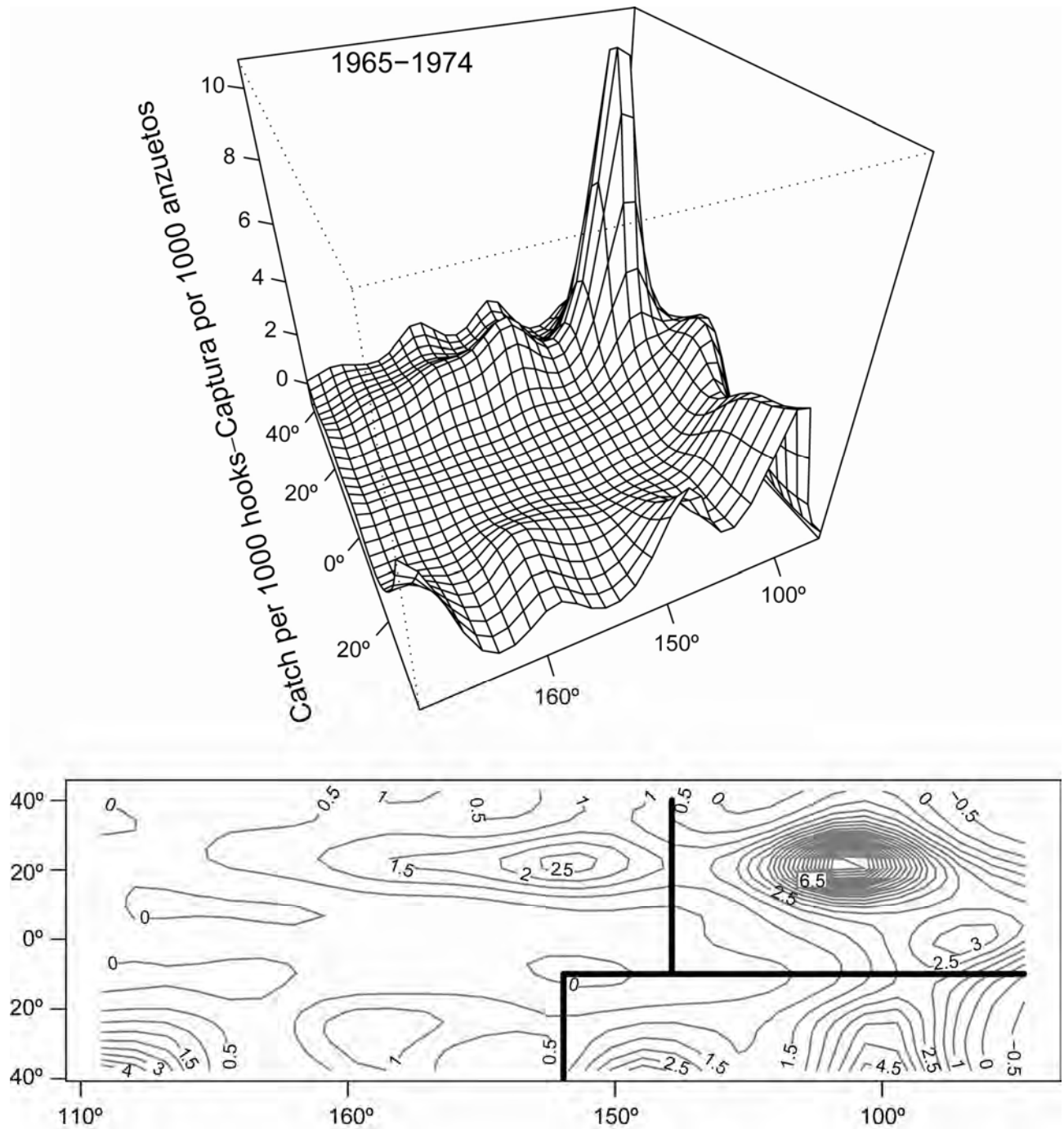


FIGURE 3.2.1 Average distribution of striped marlin relative abundance estimated by standardized (GAM) catch rates of Japanese longline fisheries for the 1965-1974 period. Solid lines demarcate areas in the EPO considered for stock assessment analysis.

FIGURA 3.2.1 Distribución media de la abundancia relativa del marlín rayado estimada por las tasas de captura estandarizadas (GAM) de las pesquerías de palangre japonesas durante 1965-1974. Las líneas sólidas demarcan las áreas en el OPO consideradas para el análisis de evaluación de población.

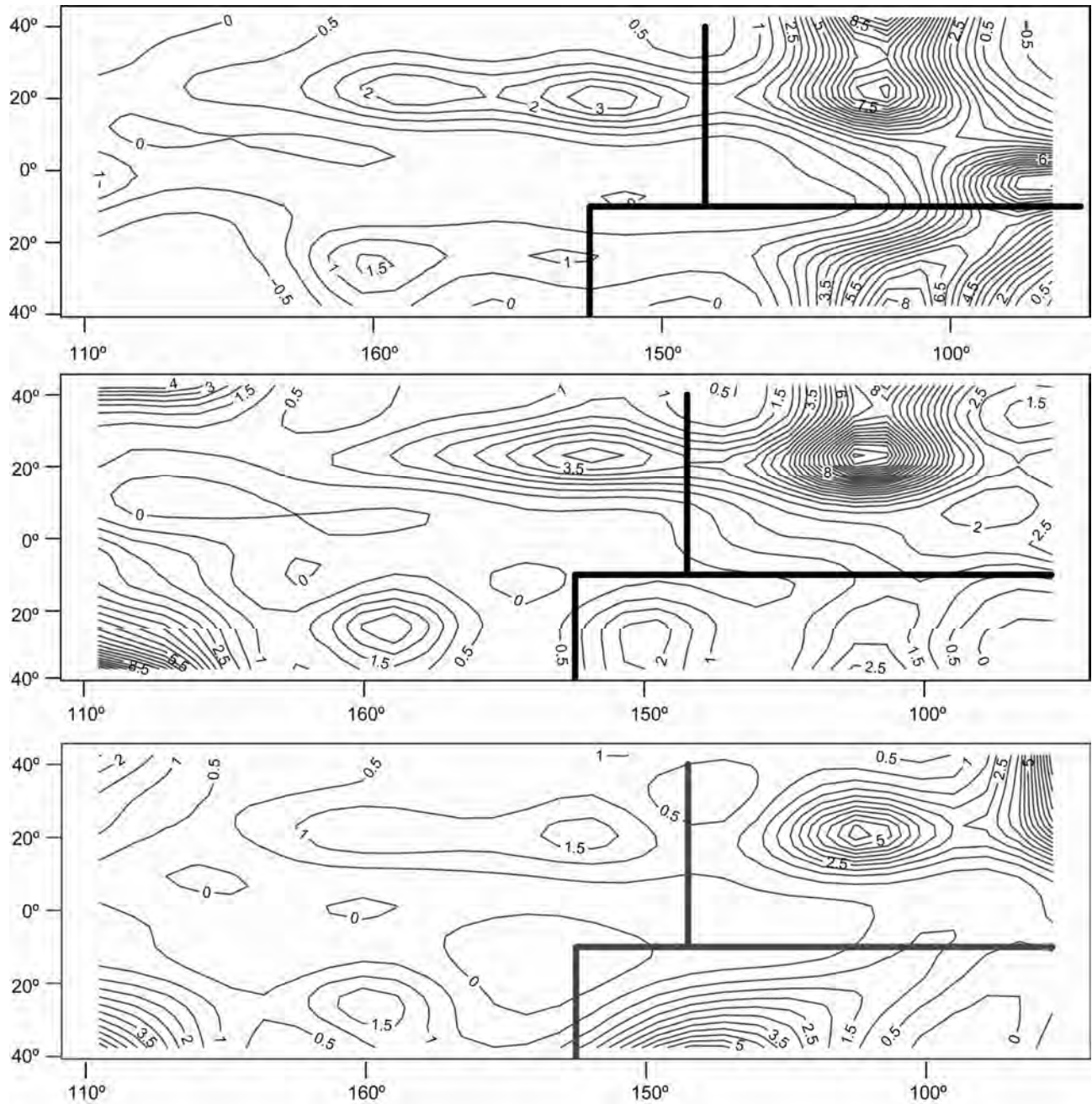


FIGURE 3.2.2. Representative annual distributions of relative abundance of striped marlin estimated by standardized (GAM) catch rates of Japanese longline fisheries for the 1965-1974 period. Solid lines demark areas in the EPO considered for stock assessment analysis. Top panel: 1965; middle panel: 1970; bottom panel: 1973.

FIGURA 3.2.2 Distribuciones anuales representativas media de la abundancia relativa del marlín rayado estimada por las tasas de captura estandarizadas (GAM) de las pesquerías de palangre japonesas durante 1965-1974. Las líneas sólidas demarcan las áreas en el OPO consideradas para el análisis de evaluación de población. Panel superior: 1965; panel mediano: 1970; panel inferior: 1973.

TABLE 2.1.1. Preliminary estimates of retained catches (t) of striped marlin from the EPO, by flag. 0 means catch <0.5 t; * means data missing or not available.

TABLA 2.1.1. Estimaciones preliminares de las capturas retenidas (t) de marlín rayado del OPO, por bandera. 0 significa captura <0.5 t; * significa datos faltantes o no disponibles.

	Costa Rica	Japan Japón	Korea Corea	México	French Polynesia Polinesia Francesa	Chinese Taipei Taipei Chino	Other Otros	Total
1965	*	9931	Figure	*	*	0	0	9931
1966	*	9060	*	*	*	2	0	9062
1967	*	10364	*	*	*	91	0	10455
1968	*	14130	*	*	*	83	0	14213
1969	*	9006	*	*	*	23	0	9029
1970	*	10949	*	*	*	57	0	11006
1971	*	10049	*	*	*	157	0	10206
1972	*	6981	*	*	*	116	0	7097
1973	*	5116	*	*	*	97	0	5213
1974	*	5229	*	*	*	124	0	5353
1975	*	5361	10	*	*	19	0	5390
1976	*	6410	14	*	*	8	0	6432
1977	*	3020	19	*	*	106	0	3145
1978	*	2170	292	*	*	33	0	2495
1979	*	4056	43	*	*	38	0	4137
1980	*	4771	23	0	*	33	0	4827
1981	*	4096	733	*	*	47	0	4876
1982	*	4162	482	*	*	67	0	4711
1983	*	3457	790	192	*	33	0	4472
1984	*	2306	339	*	*	17	0	2662
1985	*	1329	165	93	*	12	0	1599
1986	*	2535	0	969	*	36	0	3540
1987	*	5043	370	2171	*	63	0	7647
1988	*	3412	210	1631	*	30	0	5283
1989	*	3153	154	59	*	107	0	3473
1990	*	2812	429	*	*	19	0	3260
1991	188	2321	441	*	*	40	3	2993
1992	147	2006	713	*	6	173	9	3054
1993	243	2237	959	5	0	121	10	3575
1994	270	2379	606	10	35	94	2	3396
1995	306	2211	630	30	53	12	7	3249
1996	237	1961	928	21	49	19	3	3218
1997	272	2617	1480	*	46	56	2	4473
1998	281	2272	896	33	41	29	6	3558
1999	334	1284	861	4	60	68	10	2621
2000	190	860	657	21	79	79	3	1889
2001	274	1145	53	1	84	396	8	1961
2002	213	1142	191	0	7	564	43	2160
2003	133	975	167	1	80	530	26	1912
2004	234	650	319	7	82	213	43	1548
2005	328	708	72	0	53	339	21	1521
2006	137	742	*	*	95	521	5	1500
2007	273	588	48	*	110	207	180	1406

EVALUACIÓN DEL MARLÍN RAYADO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2008 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Michael G. Hinton

ÍNDICE

1. Resumen.....	245
2. Datos	246
3. Supuestos y parámetros.....	247
4. Evaluación de las poblaciones.....	249
5. Condición de la población.....	249
6. Direcciones futuras.....	250
Figuras	235
Tabla	244
Referencias.....	251

1. RESUMEN

El marlín rayado ocurre en todo el Océano Pacífico entre 45°N y 45°S. Es capturado principalmente por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y del hemisferio occidental. Las pesquerías de red de transmalle, deportivas y otras capturan cantidades menores. En años recientes las pesquerías de Japón, Costa Rica y Corea han realizado las mayores capturas en el Océano Pacífico oriental (OPO).

El marlín rayado alcanza la madurez cuando mide unos 140 cm de talla, y el desove ocurre en zonas ampliamente esparcidas del Océano Pacífico.

Se dispone de cierta información sobre los desplazamientos del marlín rayado. Peces marcados liberados frente a la punta de la península de Baja California han sido generalmente recapturados en la misma zona general donde fueron marcados, pero algunos fueron recapturados cerca de las Islas Revillagigedo, otros cerca de Hawai, y uno cerca de la Isla Norfolk, al norte de Nueva Zelanda. Recientemente se fijaron marcas satelitales desprendibles en marlines rayados en el Pacífico (Domeier 2006), que permanecieron en libertad en promedio de unos 2 ó 3 meses, con máximos de 4 a 9 meses en cada región de marcado. Estos estudios indican que no ocurre esencialmente mezcla de peces marcados entre las áreas de marcado, y que los marlines rayados mantienen fidelidad de sitio.

Las tasas de captura de marlín rayado frente a California y Baja California suelen ser mayores cuando la temperatura superficial del mar es mayor y la termoclina es menos profunda. Son mayores en los anzuelos menos profundos de los palangres, especialmente cuando la profundidad de la termoclina es menor.

La estructura de la población de marlín rayado es incierta. Los análisis de las tasas de captura que usan modelos aditivos generalizados (MAG) sugieren que en el Pacífico norte parece haber al menos dos poblaciones, distribuidas principalmente al este y oeste de aproximadamente 145°-150°O, con la distribución de la población en el este extendida al sur hasta 10°-15°S. Estudios genéticos brindan una imagen más detallada de la estructura de la población. McDowell y Graves (2008) sugieren que existen poblaciones separadas en el Pacífico norte, noreste, sureste, y suroeste. Los informes preliminares de estudios genéticos más recientes (C. Purcell, Universidad de California del Sur, comunicación personal, mayo de 2009) indican que los marlines rayados en el OPO frente a México, Centroamérica, y Ecuador forman una sola población y que podría haber juveniles de una población hawaiana identificada presentes estacionalmente en regiones del OPO norte.

Se realizaron los análisis de la condición de la población con un número de modelos de dinámica de poblaciones. Los resultados de estos análisis indicaron que los marlines rayados en el OPO estuvieron en o por encima del nivel que se esperaba produciría descargas al nivel del rendimiento máximo sostenible (RMS), estimado en unas 3300 a 3800 toneladas métricas (t), nivel sustancialmente mayor que la captura anual en los

años recientes y la nueva captura mínima récord de unas 1.400 t en 2007. No hay indicaciones de incrementos del esfuerzo de pesca o capturas en el área de la población del OPO. A partir de los resultados de Hinton y Maunder (2004), nueva información, y observaciones recientes de la captura y el esfuerzo de pesca en el presente informe, se considera que las poblaciones de marlín rayado en el OPO están en buena condición, con el esfuerzo de pesca actual y anticipado a corto plazo por debajo del esfuerzo de pesca en RMS (F_{RMS}).

2. DATOS

2.1. Datos de esfuerzo y captura retenida

Las estimaciones de captura retenida de peces picudos son bastante exactas, debido al valor de los mismos en el comercio. Sin embargo, hay capturas no reportadas de pesquerías artesanales y deportivas y de componentes de las pesquerías palangreras comerciales que faenan en la región.

La mayor parte del marlín rayado capturado por pesquerías comerciales es tomado por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y el hemisferio occidental. Son o fueron capturadas cantidades menores de la especie por las otras pesquerías descritas en Hinton y Bayliff (2002, Sección 2.1). En las Figuras 2.1.1a y 2.1.1b se presentan datos sobre la distribución del esfuerzo y el número total de anzuelos calados por las principales pesquerías de palangre. En la Tabla 2.1.1 se presentan datos de descargas comerciales de marlín rayado en el OPO. La captura anual por las flotas comerciales alcanzó un pico desde fines de los años 1960 hasta principios de los 1970 de aproximadamente 11.000 t, disminuyó a medida que disminuyó la pesca dirigida a los peces picudos, y para 1975 estuvo alrededor de las 5.000 t. Desde 1975 hasta 1998 (el último año con capturas de más de 3.000 t), la captura anual media fue aproximadamente 4,000 t. Desde 1997, la captura de marlines rayados del OPO ha mostrado una tendencia descendente, con una captura anual media de aproximadamente 2.000 t, y con una captura en los cuatro últimos años alrededor de 1.400 a 1.500 t.

Las principales pesquerías deportivas de marlín rayado en el OPO operan entre aproximadamente 50 y 100 millas del litoral de México, y pueden ser caracterizadas como de captura y liberación para todas las especies de marlines. Fleischer *et al.* (2009) reportaron que el número de viajes de pesca deportiva aumentó de aproximadamente 32.500 a principios de los años 1990 a aproximadamente 55.500 en años recientes, con un incremento de las capturas anuales de marlín rayado de aproximadamente 13.300 peces a aproximadamente 30.000 durante este período. Se logró una captura máxima récord de aproximadamente 58.000 individuos en 2007, el año más recientes para el cual se dispone de datos completos, y la estimación preliminar para 2008 es de la misma magnitud. Fleischer *et al.* (2009) reportaron una tasa media de liberación (determinada por el Instituto Nacional de Pesca y el Centro Regional de Investigación Pesquera en La Paz, México) para el período de 1999-2007 de aproximadamente 77,4% (rango: 72,4 a 82,5). Suponiendo (1) la tasa media de liberación del período de 1990-2007, (2) un 100% de mortalidad de los peces liberados, y (3) el peso mediano anual de los peces muestreados reportado por Fleischer *et al.* (2009), entonces la estimación cautelosa de la mortalidad anual media causada por la pesquería deportiva durante 1990-2006 fue aproximadamente 195 t (rango: 115 a 310), y la mortalidad asociada con la captura máxima récord en 2007 fue aproximadamente 545 t. Con una tasa de mortalidad de aproximadamente 25% (Domeier *et al.*, 2003), la mortalidad en 2007 fue aproximadamente 140 t.

Una pequeña cantidad de marlines rayados es capturada en las pesquerías de cerco dirigidas al atún en el OPO. Durante el período de 1998-2007, la captura anual media de marlines rayados por los buques grandes (> 363 t de capacidad de acarreo) en esta pesquería fue aproximadamente 370 peces (rango: 161 a 566). Esta captura fue menor por órdenes de magnitud que las capturas realizadas por la pesquería de palangre comercial o la pesquería deportiva.

2.2. Datos de frecuencia de tamaño

En las Figuras 2.2.1a y 2.2.1b se presentan datos de frecuencia de tamaño de marlines rayados capturados por las pesquerías de palangre de Japón en el OPO al norte de 20°S durante el período de 1998-2007.

Ortega-García *et al.* (2003) y Fleischer *et al.* (2009) presentaron datos de frecuencia de tamaño de marlines

rayados capturados por las pesquerías deportivas de México. Ortega-García *et al.* (2003) descubrieron diferencias significativas en las frecuencias de tamaño de machos y hembras. Descubrieron que durante 1990-1996 la tendencia de la talla media ojo-furca (EFL) fue descendente, de aproximadamente 176 a 167 cm, seguida por una tendencia ascendente de 1996 a 1999 (Ortega-García *et al.* 2003, Figura 8), con los EFL los marlines muestreados entre aproximadamente 113 y 217 cm durante el período. Los datos de frecuencia de tamaño (talla mandíbula inferior-furca – LJFL) del período de 1985-2007 fueron compilados por Fleischer *et al.* (2009). La LJFL mediana anual media del período fue aproximadamente 202 cm (rango: 193 a 211). Los atributos generales de los cambios en la EFL descritos por Ortega-García *et al.* (2003) fueron observados en la LJFL (Figura 2.2.2). Una disminución paulatina en la LJFL mediana comenzó en aproximadamente 2000, seguida por una estabilización en 2004 en aproximadamente 194 cm. Sería de esperar inicialmente cierta reducción de la talla mediana o el tamaño promedio a medida que aumenta el reclutamiento a la población debido a una reducción de la mortalidad por pesca.

En las Figuras 2.2.3a y 2.2.3b se presentan gráficos de las distribuciones de las frecuencias de tamaño de los marlines rayados capturados por buques de cerco durante el decenio más reciente para el cual se dispone de datos.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Influencias ambientales

Squire (1974, 1985, y 1987), Hanamoto (1974, 1978, y 1979), Miyabe y Bayliff (1987), Holts y Bedford (1990), Nakano y Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993), y Uosaki y Bayliff (1999) presentan información sobre la relación del marlín rayado con su medio ambiente.

Squire (1974a) examinó las tasas de captura de buques de pesca deportiva basados en San Diego (EE.UU.) y descubrió que las tasas de captura por período de medio mes eran 40,5 peces cuando la temperatura superficial del mar (TSM) era menos de 20°C, 99,2 peces cuando estaba entre 20° y 21,1°C, y 122,7 peces con TSM de más de 21,1°C. Cuando el isóbaro de 21,1°C era continuo las tasas de captura eran mayores que cuando no lo era. Squire (1985) descubrió que las capturas frente al sur de California fueron máximas cuando hubo isóbaros de 22,2°C continuos. Dijo que "es razonable suponer que la temperatura del océano ... nunca alcanza un valor que resultaría en una captura máxima ... porque las capturas parecen estar aumentando en el isóbaro continuo máximo registrado (... 22,2°C)." Ortega-García *et al.* (2003) descubrieron diferencias intra-anales significativas en las tasas estacionales de captura y reportaron que "las tasas de captura más altas fueron registradas con [temperaturas] entre 22° y 24°C." Squire (1987) reportó que las capturas de marlín rayado estuvieron distribuidas más al norte durante el evento de El Niño de 1983 que durante años "normales". Hanamoto (1974) reportó que las tasas de captura de marlín rayado por buques palangreros frente a Baja California son mayores cuando la profundidad de la termoclina es baja, y lo atribuyó a una mayor abundancia de alimento durante estas condiciones. Nakamura (1985) reportó que la distribución de esta especie estaba generalmente limitada por los isóbaros de 20° y 25°C, al menos en el Pacífico occidental.

Holts y Bedford (1990) describieron los desplazamientos verticales de 11 marlines rayados rastreados con marcas ultrasónicas frente al sur de California. Los peces pasaron la mayor parte del tiempo en la capa superior de mezcla, a temperaturas de 19° a 20°C, pero a veces descendieron a profundidades donde la temperatura era menos que 12°C. Cuatro de los peces ocuparon profundidades mayores de noche que de día. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 90 m. Brill *et al.* (1993) rastrearon seis marlines rayados cerca de Hawaii. Los peces pasaron un 80% del tiempo en aguas entre 25° y 27°C, y nunca de menos de 18°C. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 170 m. Abitia *et al.* (1998) manifestaron que cerca de Cabo San Lucas, Baja California Sur, los marlines rayados se alimentan de peces pelágicos de día y "ocasionalmente realiza migraciones hacia aguas de mayor profundidad para consumir presas que vivan cerca o sobre los fondos arenosos."

3.2. Desplazamientos y estructura de la población

Los datos (captura y tasas de captura) de estudios de las pesquerías, de marcado (convencional y electróni-

co), y genéticos son generalmente considerados al desarrollar hipótesis de estructura de poblaciones. La especie se encuentra distribuida por todas las aguas templadas y más cálidas del Pacífico (Nakamura, 1985). Shomura (1980) señaló hipótesis de una sola población pan-Pacífica, o dos poblaciones, una al norte de la línea ecuatorial y la otra al sur, con mezcla en el OPO. Hinton y Bayliff (2002, Sección 3.3) consideraron que la mayor parte de la información disponible en ese momento apoyaba una hipótesis de una población en el OPO, y recomendaron estudios de la estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico.

Domeirer (2006) reportó los resultados de marcas satelitales desprendibles fijadas en marlines rayados en el Pacífico. Su estudio logró tiempos en libertad medios de aproximadamente 2 a 3 meses, con máximas de 4 a 9 meses en cada área de marcado. Concluyó que "... los marlines rayados muestran un grado de fidelidad regional con poca o ninguna mezcla de peces marcados en distintas regiones."

Los análisis genéticos de McDowell y Graves (2008) indicaron que existen al menos cuatro poblaciones separadas de marlines rayados en el Pacífico, y las identificaron como de Australia, el Pacífico norte (Japón/Taiwán/Hawai/California), México, y Ecuador. Asociaron estas poblaciones con áreas de desove identificadas (por la presencia de larvas) frente a Australia, Japón/Taiwán, México y en el Pacífico sureste en aproximadamente 10°S a 20°S en 150°O a 140°O. Descubrieron estabilidad temporal en las muestras de Japón y Australia.

Análisis genéticos más recientes (C. Purcell, Universidad de California del sur, comunicación personal, mayo de 2009), que utilizan tamaños de muestra grandes y nuevos marcadores para los marlines rayados, indican que existen tres poblaciones separadas en el Pacífico norte, de las cuales fueron asociados individuos maduros con áreas de desove identificadas situadas cerca de Hawai (Hyde *et al.* 2006), Japón/Taiwán, y México. Se encontraron juveniles del grupo de Japón cerca de Hawai, y juveniles del grupo de Hawai frente a California (Islas Coronado) estacionalmente, pero no fueron observados más al sur. No se observó la población del OPO (México/Centroamérica/Ecuador) mezclada con otras poblaciones.

Se realizó un análisis de estructura de la población de marlines rayados en el Pacífico norte y oriental ²en conjunto con la presente evaluación. El trabajo fue presentado al grupo de trabajo del ISC sobre los peces picudos (M. G. Hinton, *Stock Assessment Modeling of striped marlins*, Informe, ISC/09/BILLWG-1/18, febrero de 2009, 7 p.). El trabajo fue realizado en R (Ver. 2.8.1). Se ajustaron modelos de regresión generalizada con suavización óptima (MAG) con la función "gam" en el paquete mgcv (Ver. 1.4-1.1). Se modificó el código en la función "vis.gam" para extraer los datos para gráficos de contornos y para tratar la estructura de la variable dependiente como $\ln(\text{tasa de captura} + \text{una constante})$. Los datos de pesca correspondieron a las pesquerías japonesas de palangre de 1965-1974, período durante el cual la distribución del esfuerzo de pesca se extendía por las áreas principales conocidas de distribución de los marlines rayados, y precedió los cambios en la configuración de las artes de palangre que podrían afectar la capturabilidad del marlín rayado.

En el análisis antedicho, se identificaron múltiples poblaciones y las intersecciones de sus distribuciones (Figuras 3.2.1 y 3.2.2). En el Pacífico norte parece haber al menos dos poblaciones, una con un centro geográfico en aproximadamente 110°O y 23°N, y una en aproximadamente 162°O-22°N. Los resultados del modelo separaron estas poblaciones en aproximadamente 142.5°O, el centro del área de datos de 5° de longitud por 5° de latitud con longitud de 140°O a 145°O. Estas dos poblaciones parecen ser separables para los fines de evaluación en aproximadamente 145°O. El límite sur de la población del noreste sigue en aproximadamente 10°S de 165°O a la costa, aunque aparece una región con tasa de captura algo alta alrededor de las Islas Galápagos que podría ser demarcada por el límite sur de la población del noreste y una línea que va desde aproximadamente 10°S y 110°O a la costa en aproximadamente 20°N. Se descubrió que el límite sur de la región del Pacífico occidental puede ser fijado en la línea ecuatorial sin pérdida de información.

² M. G. Hinton, "Stock Assessment Modeling of Striped Marlin," Report, International Scientific Committee for Tunas and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1/18, February 2009, 7 p.

4. EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES

4.1. Evaluaciones previas

La evaluación más reciente de la población del marlín rayado en el OPO es presentada en Hinton y Maunder (2004), que también presenta una síntesis de los análisis previos de las tendencias en las tasas de captura y evaluaciones de las poblaciones del marlín rayado.

Hinton y Maunder (2004) usaron datos actualizados, modelos y métodos nuevos para estandarizar las tasas de captura, y dos modelos de dinámica de poblaciones. Tomando en cuenta el período de tiempo (aproximadamente 1964 a 1974) cuando los peces picudos fueron el blanco de la pesca de palangre, descubrieron que en un caso la estimación del RMS fue aproximadamente 3.700 a 5.000 t, con una razón de reducción, o la razón de la biomasa actual (B) a la biomasa estimada de la población no pescada (B_0), de aproximadamente 0,47. La razón de B a la biomasa que se esperaría produciría el RMS (B_{RMS}) varió de aproximadamente 1,0 a 1,9. Los resultados del segundo análisis arrojaron estimaciones de RMS de 8.700 a 9.200 t, con las razones de reducción de entonces de 0,68 a 0,70, y razones de B a B_{RMS} de aproximadamente 1,2 a 1,6.

Sus resultados fueron consistentes con aquéllos presentados en la evaluación previa del marlín rayado (Hinton y Bayliff, 2002). Hinton y Maunder (2004) señalan también que las descargas y el esfuerzo de pesca estandarizado de marlines rayados en el OPO disminuyó desde 1990-1991 hasta 1998, y que esta disminución general ha continuado, y ha alcanzado nuevas mínimas en las estimaciones preliminares de la captura retenida en 2000 y 2001 de aproximadamente 1.500 t, muy inferior a los niveles estimados de captura de RMS. Señalaron también que una continuación de estas capturas bajas podría conducir a un incremento continuo de la biomasa de la población en el OPO.

Lo siguiente proviene de Hinton y Maunder (2004), Sec. 5 Estatus de la Población:

“Los resultados citados indican que el marlín rayado en el OPO está en o por encima del nivel que se esperaría produciría descargas en RMSP para el modelo Pella-Tomlinson de un q cuando $B_{RMSP}/B_0 < 0.35$, y para el modelo de dos q para todos los valores de B_{RMSP}/B_0 investigados. Se estima la producción actual en unas 3300 a 3800 toneladas, sustancialmente más que la captura actual. Los resultados del modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute con dos q indicaron que el marlín rayado está por encima del nivel que se esperaría produciría descargas equivalentes al RMSP, y que el cociente de reducción actual es mayor de lo que indica el modelo Pella-Tomlinson.”

4.2. Evaluación

No existen indicaciones de incremento del esfuerzo de pesca o las capturas de marlines rayados en el OPO. Durante el período de 1965 a 2001, aproximadamente el 75% del esfuerzo de pesca de palangre total tuvo lugar al norte de 10°S. Desde entonces sólo aproximadamente el 65% ha estado al norte de 10°S. Una cantidad desproporcionada de la disminución general del esfuerzo de pesca ha ocurrido en las porciones principales de la distribución de la población (Figura 2.1.1). La captura en la región del OPO fue aproximadamente 1.400 t en 2007, de nuevo muy por debajo del RMS estimado de la población. El esfuerzo de pesca y las capturas han continuado la disminución observado en las evaluaciones previas. Con base en estas consideraciones, no se realizó análisis adicional de la población este año.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La información y los resultados presentados indican los niveles de la población del marlín rayado en el OPO están en, o por encima de, el nivel que se espera produciría descargas en el nivel de RMS, que se estiman actualmente en aproximadamente 3.300 a 3.800 t, sustancialmente más que la captura actual. Se ha observado una tendencia decreciente en el esfuerzo de pesca estandarizado desde aproximadamente 1990-1991, y el esfuerzo de pesca y la captura nominales han seguido disminuyendo desde aproximadamente 2001. Existen indicaciones que durante los próximos años el esfuerzo de pesca nominal seguirá cerca o por debajo de los niveles observados en los años recientes. Con base en la información, los análisis e hipótesis comentados y presentados en este informe, se considera que las poblaciones de marlín rayado en el OPO están en buenas

condiciones, con el esfuerzo de pesca actual y previsto en el futuro cercano por debajo de F_{RMS} .

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

En general, valen todavía las recomendaciones previas sobre datos e información para el marlín rayado.

Siguen en pie dudas sobre la estructura de la población de marlín rayado en el OPO, particularmente en relación con la estabilidad temporal y las distribuciones de poblaciones identificadas por los análisis genéticos. Se espera que se publiquen en los próximos meses los análisis genéticos más recientes, y se espera que incluyan información adicional sobre la estabilidad y distribución. Una vez vistos estos resultados, se debería dar mayor consideración a las estructuras hipotéticas de la población que se considerarán en evaluaciones futuras del marlín rayado en el Pacífico. Se esperan nuevos análisis genéticos, y una vez se disponga de los mismos, continuarán esfuerzos colaborativos para analizar la condición de poblaciones de marlín rayado que utilicen información de estos estudios, e incorporen los datos biológicos y de marcado disponibles. Por lo tanto, el presente análisis se limitó a actualizar el modelo previamente propuesto de Hinton y Bayliff (2002).

Sería de beneficio considerable para los análisis de evaluación mejor información sobre las tasas de crecimiento y mortalidad natural del marlín rayado por región de población. Se esperaría que estimaciones mejoradas del tamaño por edad por sexo, con estimaciones de la captura retenida por sexo, incrementaran la confianza en los resultados de la evaluación. Estas mejoras precisarían un muestreo a bordo más amplio de datos biológicos, y mejoras de las técnicas para determinar la edad del marlín rayado.

Las estimaciones de extracciones totales de peces de una población son críticas para la evaluación de poblaciones. Existen capturas no documentadas y no reportadas de marlín rayado del OPO, así como incertidumbre en las estimaciones de las extracciones de la población y las mortalidades crípticas de las pesquerías deportivas de captura y liberación. Se han emprendido esfuerzos para incrementar el nivel de informes sobre la captura retenida realizada por pesquerías artesanales y comerciales a escala pequeña, y se está intentando obtener estimaciones de los componentes de las pesquerías palangreras a gran escala para los que no se dispone de datos en la actualidad. Aunque se han logrado avances en estos aspectos, se deberían proseguir enérgicamente estos esfuerzos.

6.2. Desarrollo del modelo de evaluación

Se deberían hacer esfuerzos para identificar formas de estimar el estatus de la población del marlín rayado en el OPO en un ambiente de observaciones limitadas o faltantes de lo que ha sido el índice clave de abundancia relativa, los datos de las pesquerías de palangre japonesas.

Se debería continuar el esfuerzo colaborativo iniciado en 2002 para examinar la estructura y condición de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico.

6.3. General

Si se observan incrementos significativos del esfuerzo de pesca o la captura de marlines rayados en el OPO, o a medida que se disponga de más datos, se deberían actualizar los resultados de la evaluación aquí presentados para asegurar que, si se desarrollan indicaciones que la condición de la población o poblaciones del marlín rayado ha deteriorado, se podría considerar y tomar acción de forma oportuna.

REFERENCES – REFERENCIAS

- Abitia, L. A., F. Galván, and A. Muhlia. 1998. Espectro trófico del marlín rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) en el área de Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 33 (2): 277-290.
- Brill, R. W., D. B. Holts, R. K. C. Chang, S. Sullivan, H. Dewar, and F. G. Carey. 1993. Vertical and horizontal movements of striped marlin (*Tetrapturus audax*) near the Hawaiian Islands, determined by ultrasonic telemetry, with simultaneous measurement of oceanic currents. *Mar. Biol.*, 117 (4): 567-574.
- Domeier, M. L., H. Dewar, and N. Nasby-Lucas. 2003. Mortality rate of striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught with recreational tackle. *Mar. Freshw. Res.* 54 (4): 435-445.
- Domeier, M. L. 2006. An analysis of pacific striped marlin (*Tetrapturus audax*) horizontal movement patterns using pop-up satellite archival tags. *Bull. Mar. Sci.* 79 (3): 811-825.
- Fleischer, L. A., A. K. Traulsen, and P. A. Ulloa Ramírez. 2009. Mexican progress report on the marlin and the swordfish fishery. Working paper, ISC Billfish Working Group, February 3-10, 2009. 46 p.
- Hanamoto, E.. 1974. Fishery-oceanographic studies of the striped marlin, *Tetrapturus audax*, in waters off Baja California. I. Fishing conditions in relation to the thermocline. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 302-308.
- Hanamoto, E.. 1978. Fishery oceanography of striped marlin—III. Relation between fishing ground of striped marlin and submarine topography in the southern Coral Sea. *Kanagawa Pref. Fish. Exper. Sta., Bull.*, 258: 19-26.
- Hanamoto, E.. 1979. Fishery oceanography of striped marlin—IV. Swimming layer in the tuna longline fishing grounds. *Japan. Soc. Sci. Fish., Bull.*, 45 (6): 687-690.
- Hinton, M. G., and W. H. Bayliff. 2002. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 328-364.
- Hinton, M. G. and M. N. Maunder. 2004. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003-2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 4: 287-310.
- Holts, D., and D. Bedford. 1990. Activity patterns of striped marlin in the Southern California Bight. *In* Stroud, Richard H. (editor), *Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond*. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 2: Contributed Papers, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 225-233.
- Hyde, J. R., R. Humphreys, M. Musyl, E. Lynn, and R. Vetter. 2006. A central North Pacific spawning ground for striped marlin, *Tetrapturus audax*. *Bull. Mar. Sci.* 79 (3): 683-690.
- Matsumoto, T., and W. H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 24 (1): 1-187.
- McDowell, J. R. and J. E. Graves. 2008. Population structure of striped marlin (*Kajikia audax*) in the Pacific Ocean based on analysis of microsatellite and mitochondrial DNA. *CJFAS*, 65 (7): 1307-1320.
- Miyabe, N., and W. H. Bayliff. 1987. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1971-1980. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 19 (1): 1-163.
- Nakamura, I. 1985. Billfishes of the world. *FAO Fish. Synop.* 5 (125), 65 p.
- Nakano, H., and W. H. Bayliff. 1992. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1981-1987. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 20 (5): 183-355.
- Okamoto, H., and W. H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 22 (4): 219-431.
- Ortega-García, S., A. Klett-Traulsen, and G. Ponce-Díaz. 2003. Analysis of sportfishing catch rates of striped marlin (*Tetrapturus audax*) at Cabo San Lucas, Baja California Sur, Mexico, and their relation to sea surface temperature. *Mar. Freshw. Res.* 54 (4): 483-488.

- Squire, J. L., Jr. 1974. Catch distribution and related sea surface temperature for striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught off San Diego, California. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 188-193.
- Squire, J. L., Jr. 1985. Relationship of sea surface temperature isotherm patterns off northwestern Mexico to the catch of striped marlin, *Tetrapturus audax*, off Southern California. Mar. Fish. Rev., 47 (3): 43-47.
- Squire, J. L. 1987. Relation of sea surface temperature changes during the 1983 El Niño to the geographical distribution of some important recreational pelagic species and their catch temperature parameters. Mar. Fish. Rev., 49 (2): 44-57.
- Shomura, R. S. 1980. Summary report of the billfish stock assessment workshop Pacific resources. NOAA Technical Memorandum NMFS. Honolulu, Hawaii, US Department of Commerce. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-5: 60 p.
- Uosaki, K., and W. H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.

PRELIMINARY ESTIMATION OF AGE- AND SEX-SPECIFIC NATURAL MORTALITY OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN BY APPLYING A COHORT ANALYSIS WITH AUXILIARY INFORMATION TO TAGGING DATA

Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, Richard Deriso, Kurt Schaefer, and Daniel Fuller

CONTENTS

1. Summary	253
2. Introduction	253
3. Method	253
4. Results	256
5. Discussion	257
Figures	259
Tables	269
References	278

1. SUMMARY

Cohort analysis is used to analyze release and recovery tagging data to estimate age- and sex-specific natural mortality for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The model allows simultaneously fitting to 1) tagging data, 2) estimates of natural mortality from previous analyses, and to 3) sex ratio (proportion of females at age). The estimates of natural mortality are consistent with the values assumed in the most recent stock assessment. However, the estimates are highly uncertain, and dependent on the assumed reporting rate for the fish with archival tags recovered by the longline fishery. The apparent restricted movement of bigeye tuna inhibits mixing of the tagged fish over the entire eastern Pacific, and limits the recoveries of large tagged bigeye in the longline fishery. Therefore, a more comprehensive tagging program is needed with a wider spatial distribution of releases, releases of older bigeye tuna, improved reporting rates for conventional tags from the longline fisheries, and estimates of reporting rates.

2. INTRODUCTION

Natural mortality (M) is one of the most important parameters used in fisheries stock assessment models. The natural mortality directly influences the production function of the stock, which determines the status of the stock in terms of both biomass and fishing mortality (Maunder 2003). Unfortunately, natural mortality is one of the most difficult parameters to estimate for fish populations (Vetter 1988). One of the best methods to estimate natural mortality is analysis of tagging data (*e.g.* Hampton 2000).

We develop a cohort analysis approach to analyze tag release and recovery data that also includes auxiliary information, such as previous estimates of natural mortality and sex ratio (proportion of females at age), to estimate age- and sex-specific natural mortality. We apply this method to bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO), and estimate the impact of the new estimates on management quantities estimated by a stock assessment model. We also investigate the estimation of natural mortality within the stock assessment model, and compare the results with those estimated from the tagging data.

3. METHOD

Cohort analysis is used to analyze tag release and recovery data to estimate age-specific natural mortality. The estimation method is based on the assumption that, if mortality due to fishing (the recoveries) is known, then the remaining mortality is due to natural causes, and this can be estimated by assuming that, at some age, all individuals have died. The method works because the number of releases must equal the number of individuals that die from natural causes plus the recoveries (assuming no emigration, and adjusting for tag shedding, reporting rates, and tag-induced mortality). Age-specific natural mortality can

be estimated if releases are made at each age and the age of the individuals is known.

A tag cohort, defined in the application as all the fish released at the same age with the same type of tag, is modeled assuming that the recoveries are removed at the middle of the time period (quarter in the application) and releases are at the start of the time period.

$$N_{a+1} = \left(N_a e^{-0.5M_a - 0.5\eta} - \sum_g \frac{C_{g,a}}{\lambda_g} \right) e^{-0.5M_a - 0.5\eta}$$

where M_a is the natural mortality at age a , $C_{g,a}$ is the catch (recoveries) at age a in fishery g , λ_g is the reporting rate for fishery g , and η is the continuous tag-related mortality or tag loss.

To avoid computational problems, the cohort is modeled in reverse time:

$$N_a = \frac{\frac{N_{a+1}}{e^{-0.5M_a - 0.5\eta}} + \sum_g \frac{C_{g,a}}{\lambda_g}}{e^{-0.5M_a - 0.5\eta}}$$

The above model assumes that the exploitation rate on the greatest age for which recoveries are observed is one (*i.e.* the numbers of tagged fish at that age equal the number of recoveries modified by half a time period's natural mortality and tag loss). This assumption can be relaxed by dividing the recoveries for the maximum age for which recoveries are observed, for that cohort, by a terminal mortality. The age for which this is applied may differ among the cohorts modeled.

The parameters of the model are estimated by fitting the model predicted numbers for a cohort at the age at release to the actual releases, adjusted by the initial tag loss and tag-related mortality τ . The standard deviation of the negative log-likelihood is assumed to be proportional to the square root of the number of releases:

$$-\ln[L(\theta | R)] = \sum_i \ln[\sigma_R \sqrt{R_i}] + \frac{(N_{i,a} - R_i(1 - \tau))^2}{2(\sigma_R \sqrt{R_i})^2}$$

3.1. Parameterizing natural mortality

There may not be enough information in the tagging data, or releases may not include all age groups, so it is not possible to estimate a natural mortality parameter for each age. Therefore, a functional form for the natural mortality may be required. Natural mortality may also differ between males and females. The natural mortality is parameterized based on “broken stick” models (Methot 2005). The natural mortality rate declines linearly from M_0 at age zero to M_c at age c , and is constant at that level until the age at maturity. The natural mortality for these ages is the same for males and females. At the age when individuals begin to mature (a_{matLB}), natural mortality increases to $M_{A,s}$ at the age when most individuals are mature (a_{matUB}) (the maximum age in the model), which can differ between males and females.

$$M_{m,a} = \begin{cases} M_0 - \frac{M_0 - M_c}{c} a & a < c \\ M_c & c \leq a \leq a_{matLB} \\ M_c + \frac{M_{A,m} - M_c}{a_{matUB} - a_{matLB}} (a - a_{matLB}) & a_{matLB} < a \leq a_{matUB} \\ M_{A,m} & a_{matUB} < a \end{cases}$$

$$M_{f,a} = \begin{cases} M_c + \frac{M_{m,a} - M_c}{a_{matUB} - a_{matLB}} (a - a_{matLB}) & a_{matLB} < a \leq a_{matUB} \\ M_c & a \leq a_{matLB} \\ M_{A,f} & a_{matUB} < a \end{cases}$$

The combined-sex natural mortality, which is needed if the released fish are not sexed, is calculated as

$$M_a = \frac{N_{a,f} M_{a,f} + N_{a,m} M_{a,m}}{N_{a,f} + N_{a,m}}$$

where

$$\begin{aligned} N_{f,0} &= p_{f,0} \\ N_{m,0} &= 1 - p_{f,0} \\ N_{s,a+1} &= N_{s,a} e^{-M_{s,a}} \end{aligned}$$

where $p_{f,0}$ is the proportion female at age zero.

3.2. Fitting to auxiliary data

Estimates of natural mortality by age obtained from the results of other studies are fitted in the model, using a normal-distribution-based likelihood function.

$$-\ln[L(\theta | M^{obs})] = \sum_i \ln[\sigma_{M,i}] + \frac{(M_i^{obs} - M_a)^2}{2\sigma_{M,i}^2}$$

where M_i^{obs} is the value of natural mortality at age a for auxiliary data i .

The model is fitted to the proportion-female data using a binomial distribution

$$-\ln[L(\theta | n)] = -\sum_i n_{f,i} \ln[p_i] + n_{m,i} \ln[1 - p_i]$$

$$p_i = \frac{N_{f,a}}{N_{f,a} + N_{m,a}}$$

where p_i is the proportion of females at age a in sample i .

3.3. Application

The method was applied to tagging data for bigeye tuna in the EPO, which include both archival tags and conventional tags. The model was conducted on a quarterly time step. Recoveries were aggregated into two fisheries, surface (purse seine and pole-and-line) and longline. Immediate and continuous tag loss/mortality were assumed negligible for archival tags, immediate tag loss was set equal to 3% for conventional tags (Maunder *et al.* 2007), and continuous tag loss for conventional tags was set equal to $0.1y^{-1}$ ($0.025 \text{ quarter}^{-1}$) (Maunder *et al.* 2007). Separate standard deviations are estimated for the archival and conventional tag release likelihood functions.

Estimates of natural mortality for bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000) were used as auxiliary data. A single standard deviation for the likelihood function, which was used for all estimates, was estimated as a parameter in the model.

Proportion female data were taken from the purse-seine (Schaefer *et al.* 2005) and longline fisheries (Naozumi Miyabe, pers. com.). The sample sizes for the longline data were divided by 100 to make the

sample sizes similar to those for the purse-seine fishery. Data for large fish only were used for the longline fisheries, because the proportion female for small fish in the longline fisheries is suspected to be biased downward.

Age at release (and ages for the proportion female data and auxiliary M estimates) is estimated by taking the von Bertalanffy curve used in the assessment and assigning to that age all lengths equal to the length at age and less than the length equal to the length at age + 1.

There is little information in the data about the tag reporting rates, so we fixed the archival tag reporting rate for the purse-seine and the longline at several different trial levels (0.6, 0.7, 0.8 and 0.4, 0.6, 0.8, respectively). We also present results from an analysis that estimates all the reporting rates, and an analysis that sets the purse-seine and the longline archival tag reporting rates to a single estimated parameter. The estimates of natural mortality are then used in the bigeye tuna Stock Synthesis (Methot 2009) assessment model of Aires-da-Silva and Maunder (2009) to determine 1) how consistent the estimates of natural mortality are with the assumed population dynamics and other data used in the stock assessment and 2) how they influence the estimates of management quantities. We also investigate estimating the natural mortality inside the stock assessment model, and then evaluate the estimates of natural mortality with the tagging model.

4. RESULTS

The model fits the release, natural mortality, and proportion female data reasonably well for all trial reporting rates (Figures 1 and 2). The estimates of natural mortality appear reasonable, but are very uncertain (Figure 3); the coefficient of variation for these estimates ranges from 0.60 to 0.84 for all but the youngest ages. The results are highly dependent on the reporting rates, for which there is little information available, particularly for the archival tags on fish caught by the longline fishery (Figures 4 to 6).

The estimates of natural mortality generally increase as the trial reporting rates increase (Table 1). The total negative log-likelihood is similar for all trial reporting rates. The negative log-likelihood for the sex ratio data is the same for all trial reporting rates. The greatest change in the negative log-likelihood is due to the fit to Hampton's estimates of natural mortality for low archival tag reporting rates for the purse-seine fisheries.

At high trial reporting rates of archival (Figure 4) or conventional (Figure 6) tags for the purse-seine fishery, the longline archival reporting rates are estimated to be one, and the estimates of natural mortality for mature individuals decline as the reporting rates are increased. At high reporting rates, the estimated natural mortality of mature individuals can be less than that for age 5. Since the reporting rate must be equal to or less than one, this suggests that the reporting rate for conventional and archival tags in the purse-seine fishery should be no more than 0.70 and 0.85, respectively.

Both the natural mortality assumed in the stock assessment model and that estimated in the stock assessment model provide slightly worse fits to the tag recovery data and moderately worse fits to Hampton's natural mortality estimates (Table 1).

When the estimate of the natural mortality from the tagging analysis is used in the stock assessment model, the negative log-likelihood is moderately better than in the most recent assessment, but not as good as when the natural mortality is estimated within the stock assessment model (Table 1). The improved fit occurs in the two main data sets (indices of abundance based on catch per unit of effort (CPUE) and length composition data) and in the penalty on the temporal recruitment deviates. The fit to the data is better for the higher reporting rates, and consequently for the higher levels of natural mortality.

The estimates of management parameters from the stock assessment model are sensitive to the assumed value of the reporting rates (Table 1). The greater the reporting rates, the more optimistic the estimated stock status. Maximum sustainable yield (MSY), the ratio of the current spawning biomass to the

spawning biomass corresponding to MSY, and the F multiplier (the ratio of the current effort to the effort corresponding to MSY) all generally increase with the assumed value for the reporting rate. The estimates of the F multiplier are highly dependent on the longline archival tag reporting rate (Figure 7).

5. DISCUSSION

The results of the tagging analysis suggest that the general trend in age- and sex-specific natural mortality used in the most-recent stock assessment for bigeye in the EPO (Aires-da-Silva and Maunder 2009) is reasonable, except that the natural mortality for males may also increase as they mature. However, there is considerable uncertainty in the estimates, and they are highly dependent on the reporting rate for fish with archival tags recovered by the longline fishery.

Application of the cohort analysis approach requires reporting of every tagged individual that is recovered, or reliable estimates of reporting rates. Experiments for estimation of the reporting rates of conventional tags for purse-seine vessels were considered unsuccessful due to tag shedding problems (Maunder *et al.* 2007). It was thought that improper placement of tags by inexperienced taggers caused high levels of tag loss while the fish were in the vessel wells. The reporting rate analysis used logistic regression with species (bigeye, yellowfin, and skipjack tunas), tag type (single- or double-tagged), and fish length as explanatory variables. The estimates of reporting rate for bigeye tuna ranged from 0.55 to 0.85. The reporting rate declined with length, and was greater for double-tagged fish (Figure 8). The estimates of conventional tag reporting rates for purse-seine fisheries from the cohort analysis are consistent with the reporting rates of Maunder *et al.* (2007), suggesting that the estimates of Maunder *et al.* (2007) may not be as biased as initially thought. Reporting rates of conventional tags from longline vessels in the EPO are considered to be low, which is corroborated by the estimates from this study.

The cohort analysis approach treats the fishing mortality of tagged fish at age as independent of fishing mortality experienced by the stock as a whole. This accommodates any incomplete mixing of the tagged fish over the entire distribution of the stock. Comparison of the observed recoveries by fishery with the expected recoveries of archival tags based on estimates of fishing mortality rates from the assessment model show that there are more purse-seine recoveries and less longline recoveries than expected (Figure 9). The non-mixing is apparent in the movement trajectories of fish with archival tags compared to the spatial distribution of the catch by fishery (Schaefer and Fuller 2009; Figure 10). In particular, few tagged individuals move into the areas in which the majority of the longline catch is taken, although the movement illustrated in Figure 10 may be biased if the tagged fish caught in the longline fishery are less frequently reported. The low recovery rate for the longline fishery could also be due to low reporting rates. Comparison of the archival tag recoveries in the longline fishery as a ratio of the archival tag recoveries in the purse-seine fishery with the catch in the longline fishery as a ratio of the catch in the purse-seine fishery suggests that the reporting rate for archival tags in the longline fishery is considerably less than in the purse-seine fishery. However, the ratio of observed recoveries to expected recoveries increases with age, and is probably related to the time at liberty, indicating that the low recovery rate in the longline fishery is due to the slow mixing rate (Figure 9).

Greater reporting rates correspond to higher levels of natural mortality. Some of the reporting rates also correspond to increased natural mortality for mature males. The negative log-likelihood for the stock assessment model is lower for higher natural mortality rates, suggesting that the higher natural mortality is more consistent with the assumed population dynamics of bigeye tuna in the EPO and the size composition data and the CPUE data. One interesting aspect of the higher natural mortality rates is that they increase the estimated recruitment for the period prior to the expansion of the purse-seine fishery on floating objects (Figure 11). In the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2009), the estimated recruitment increases around the time of the expansion of that fishery. It has been suggested that this is a consequence of a “new” component of the stock being fished. However, it may be due to the simultaneous decline in the longline catch and a misspecified natural mortality.

The method used to analyze the tagging data assumes that, at the time of the last recovery, all the tagged

fish are dead, but this may not be true for the more recent tagging experiments. We excluded data from the more recent experiments to avoid this bias. If older fish are not selected by the fisheries or, as in this application, the fisheries that catch the older fish have low reporting rates, there may be fish not represented in the analysis.

Other factors that may bias the estimates of natural mortality include tag loss and tag-induced mortality. Tag loss of conventional tags is included in the model, based on estimates from double-tagging experiments (Maunder *et al.* 2007). Initial tag loss has been shown to be low, and continuous tag loss moderate. No estimates of tag-related mortality are available. Initial tag-related mortality would reduce the effective number of releases, and continuous tag-related mortality would be confounded with natural mortality. Both cases would cause natural mortality to be overestimated.

The modeling approach will continue to be improved, by including tag return data as they become available, and with additional analyses. For example, incorporating data into the analysis by release group (*i.e.* year of release) will allow evaluation of residuals in more detail. This may help determine which release groups have been effectively removed from the stock, so that the exploitation rate of the last year is one. Finally, integrating the cohort analysis method with the stock assessment model would allow the length-frequency data to also provide information on natural mortality. This may provide information on the increase in natural mortality for mature males.

The natural mortality estimates are highly dependent on the recoveries of older bigeye tuna caught in the longline fishery. There is no information in the data on the reporting rates for the archival tags caught in the longline fishery, and therefore the estimates of natural mortality are highly uncertain. Our results suggest that a more comprehensive tagging program is needed, with a wider spatial distribution of releases, releases of older bigeye tuna, improved reporting rates of conventional tags from the longline fisheries, and estimates of reporting rates.

Acknowledgement

Naozumi Miyabe provided the proportion-female data for the Japanese longline fishery.

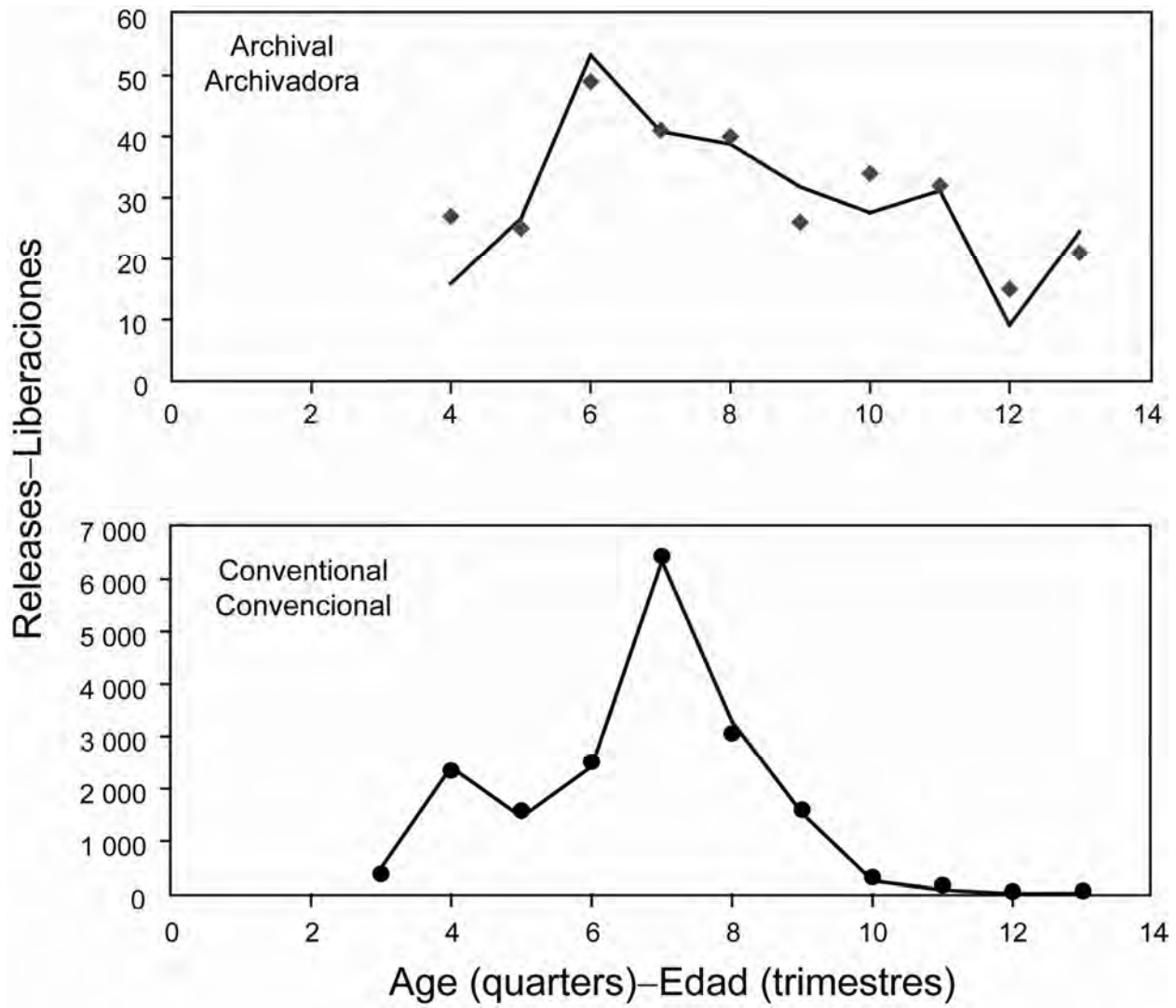


FIGURE 1. Fit of the model to the number of releases, by tag type.
FIGURA 1. Ajuste del modelo al número de liberaciones, por tipo de marca.

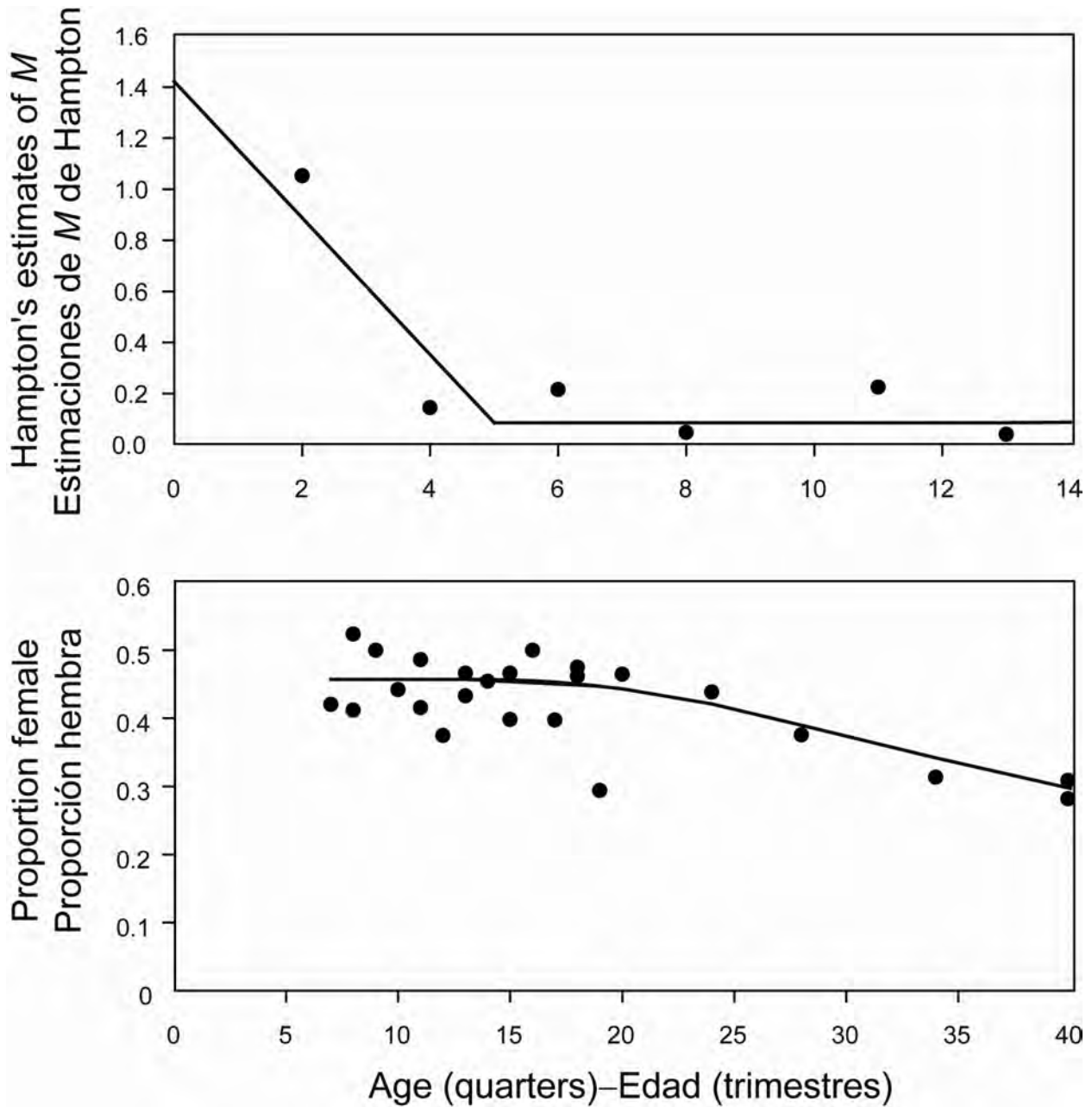


FIGURE 2. Fit to Hampton's (2000) estimates of natural mortality (upper) and the proportion-female data (lower).

FIGURA 2. Ajuste a las estimaciones de Hampton (2000) de mortalidad natural (arriba) y los datos de proporciones de hembras (abajo).

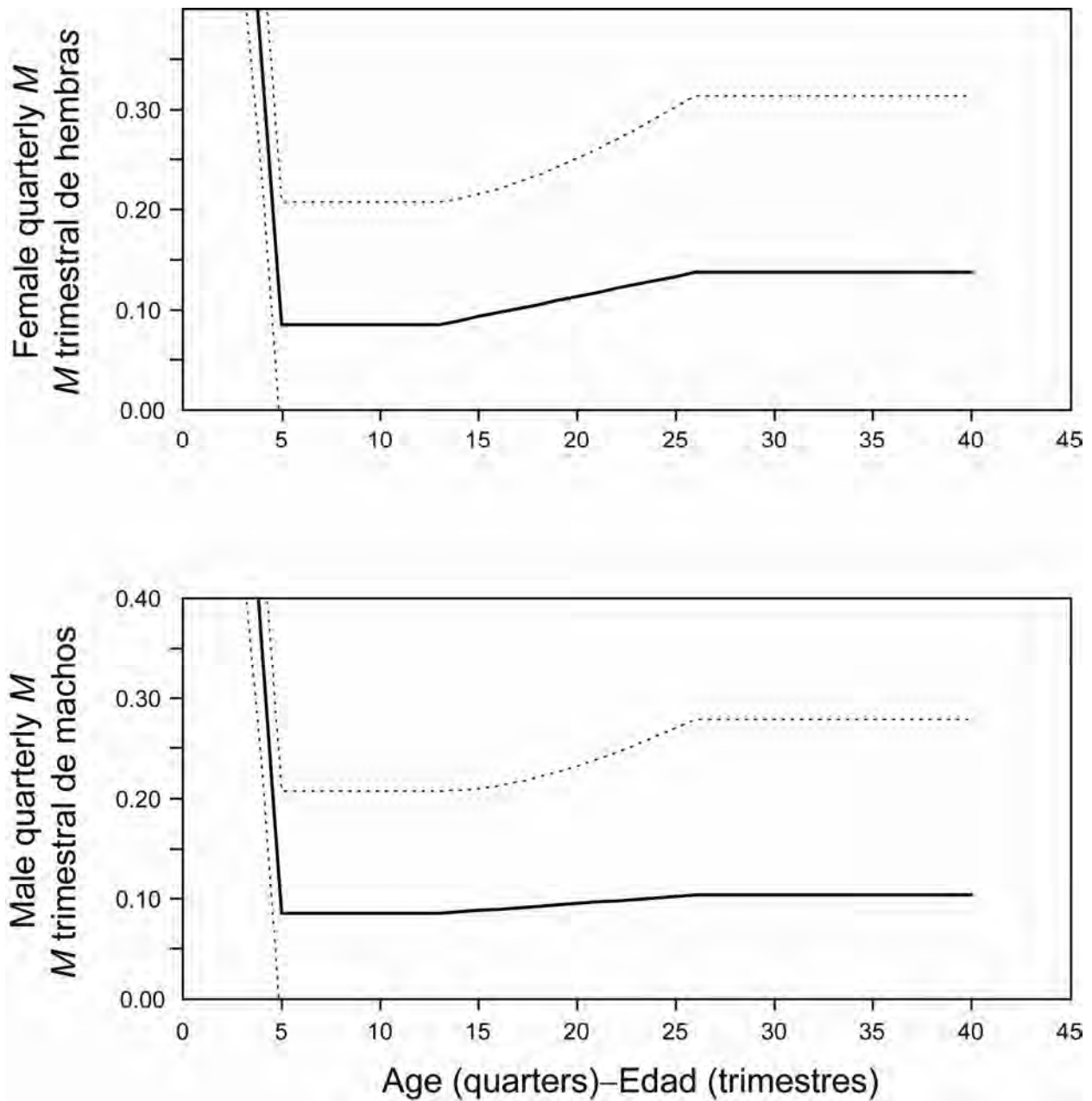


FIGURE 3. Estimates of female (upper) and male (lower) quarterly natural mortality, by age in quarters, with 95% confidence intervals. The range of the y-axis has been restricted to show the contrast in the natural mortality for older bigeye.

FIGURA 3. Estimaciones de la mortalidad natural trimestral de hembras (arriba) y machos (abajo), por edad en trimestres, con intervalos de confianza de 95%. Se ha limitado el alcance del eje y para ilustrar el contraste de la mortalidad natural del patudo de mayor edad.

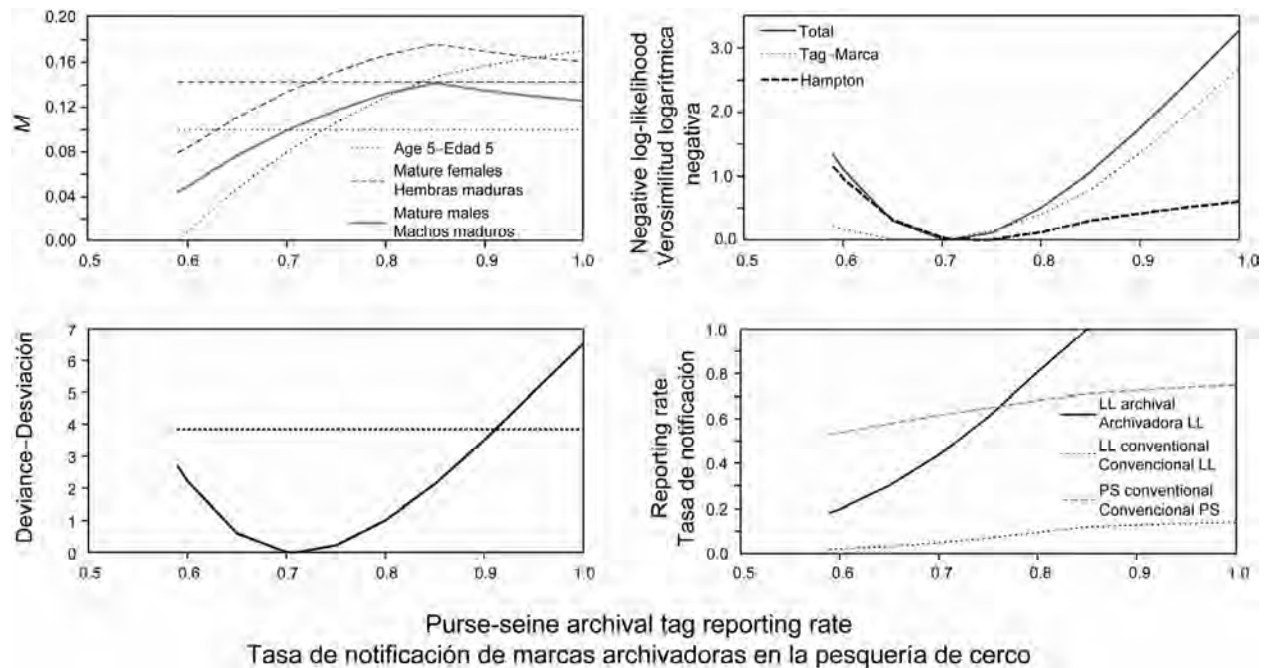


FIGURE 4. Estimates of natural mortality (upper left), negative log-likelihood (upper right), deviance (lower left), and reporting rates (lower right) for different fixed values of the archival tag reporting rates for the purse-seine fishery. The horizontal lines in the upper left figure represent the natural mortality rate for intermediate-aged bigeye (dotted line) and the mature females (dashed line) assumed in the stock assessment. The horizontal line in the lower left figure is the deviance corresponding to the 95% confidence interval. LL: longline; PS: purse seine.

FIGURE 4. Estimaciones de la mortalidad natural (superior izquierdo), valor negativo del logaritmo de la verosimilitud (superior derecho), desviación (inferior izquierdo), y tasas de notificación (inferior derecho) correspondientes a distintos valores fijos de las tasas de notificación de marcas archivadoras de la pesquería de cerco. Las líneas horizontales en la figura superior izquierda representan la tasa de mortalidad natural del patudo de edad intermedia (línea de trazos) y de hembras maduras (línea de trazos) supuesta en la evaluación de la población. La línea horizontal en la figura inferior izquierda es la desviación correspondiente al intervalo de confianza de 95%. LL: palangre; PS: red de cerco.

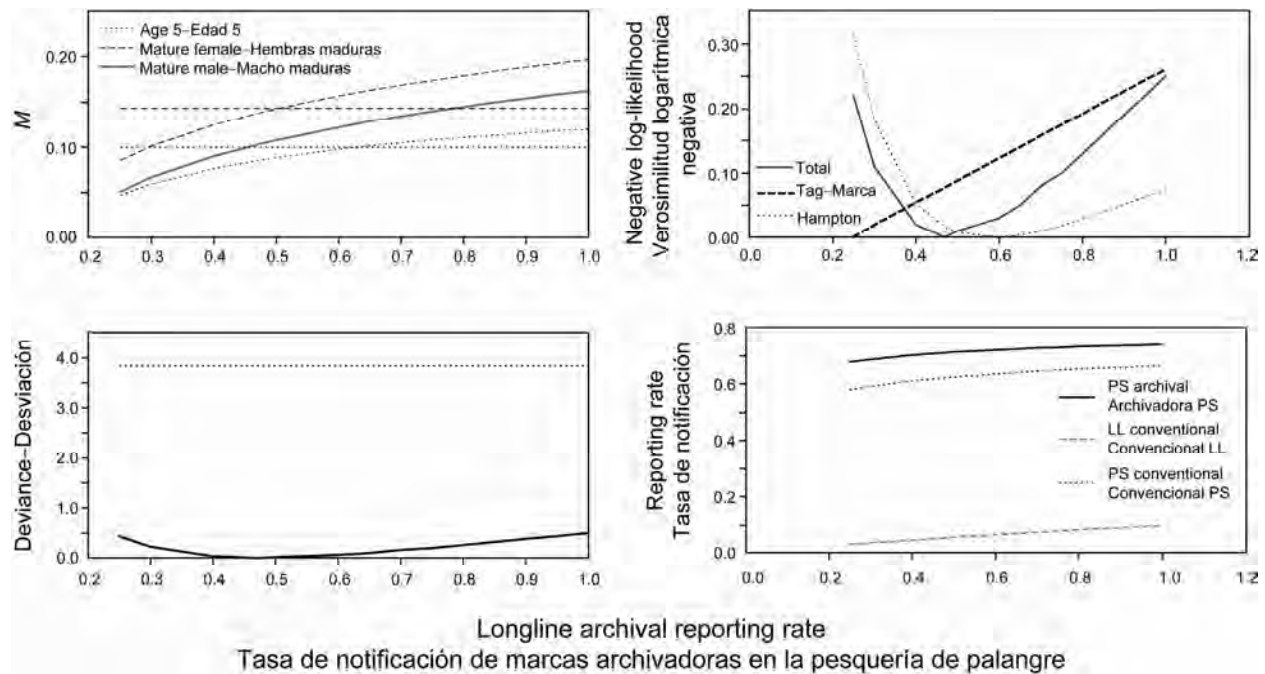


FIGURE 5. Estimates of natural mortality (upper left), negative log-likelihood (upper right), deviance (lower left), and reporting rates (lower right) for different fixed values of the archival tag reporting rates for the longline fishery. The horizontal lines in the upper left figure represent the natural mortality rate for intermediate-aged bigeye (dotted line) and the mature females (dashed line) assumed in the stock assessment. The horizontal line in the lower left figure is the deviance corresponding to the 95% confidence interval.

FIGURA 5. Estimaciones de la mortalidad natural (superior izquierdo), valor negativo del logaritmo de la verosimilitud (superior derecho), desviación (inferior izquierdo), y tasas de notificación (inferior derecho) correspondientes a distintos valores fijos de las tasas de notificación de marcas archivadoras de la pesquería de palangre. Las líneas horizontales en la figura superior izquierda representan la tasa de mortalidad natural del patudo de edad intermedia (línea de trazos) y de hembras maduras (línea de trazos) supuesta en la evaluación de la población. La línea horizontal en la figura inferior izquierda es la desviación correspondiente al intervalo de confianza de 95%.

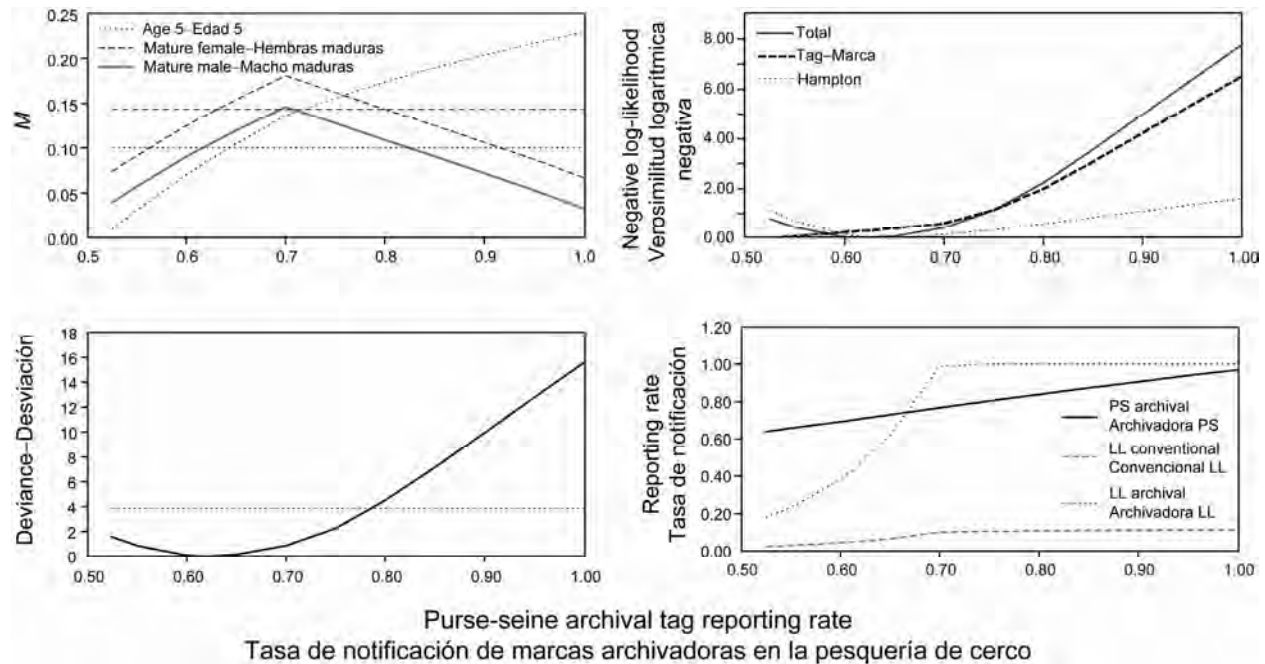


FIGURE 6. Estimates of natural mortality (upper left), negative log-likelihood (upper right), deviance (lower left), and reporting rates (lower right) for different fixed values of the conventional tag reporting rates for the purse-seine fishery. The horizontal lines in the upper left figure represent the natural mortality rate for intermediate-aged bigeye (dotted line) and the mature females (dashed line) assumed in the stock assessment. The horizontal line in the lower left figure is the deviance corresponding to the 95% confidence interval.

FIGURA 5. Estimaciones de la mortalidad natural (superior izquierdo), valor negativo del logaritmo de la verosimilitud (superior derecho), desviación (inferior izquierdo), y tasas de notificación (inferior derecho) correspondientes a distintos valores fijos de las tasas de notificación de marcas convencionales de la pesquería de palangre. Las líneas horizontales en la figura superior izquierda representan la tasa de mortalidad natural del patudo de edad intermedia (línea de trazos) y de hembras maduras (línea de trazos) supuesta en la evaluación de la población. La línea horizontal en la figura inferior izquierda es la desviación correspondiente al intervalo de confianza de 95%.

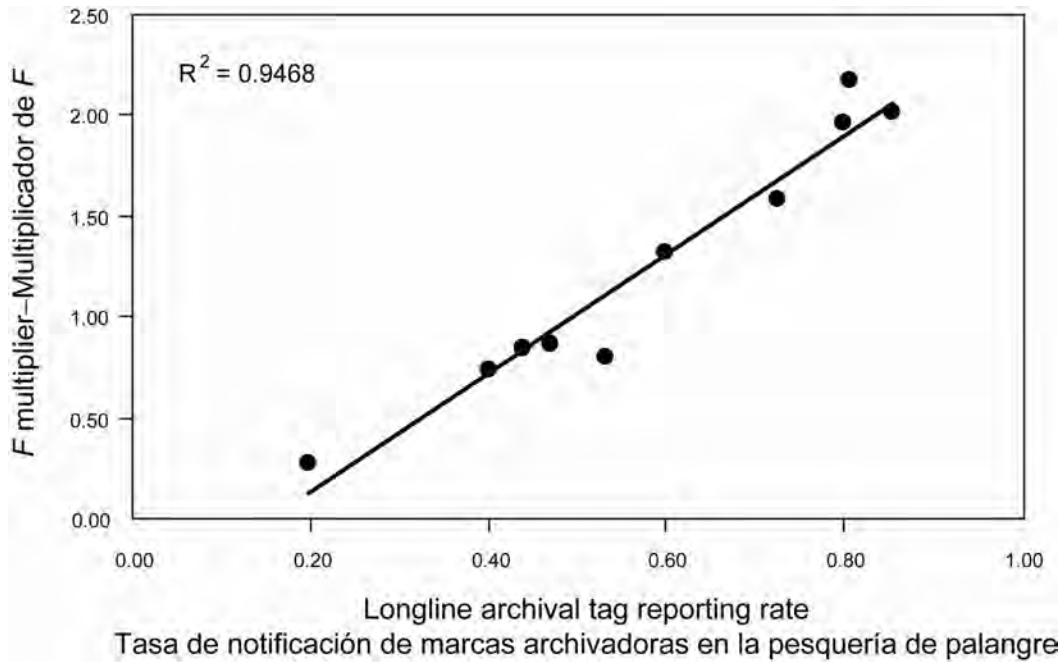


FIGURE 7. Correlation of the estimated F multiplier with the assumed value of the reporting rate of archival tags by the longline fishery.

FIGURA 7. Correlación del multiplicador de F estimado con el valor supuesto de la tasa de notificación de marcas archivadoras por la pesquería de palangre.

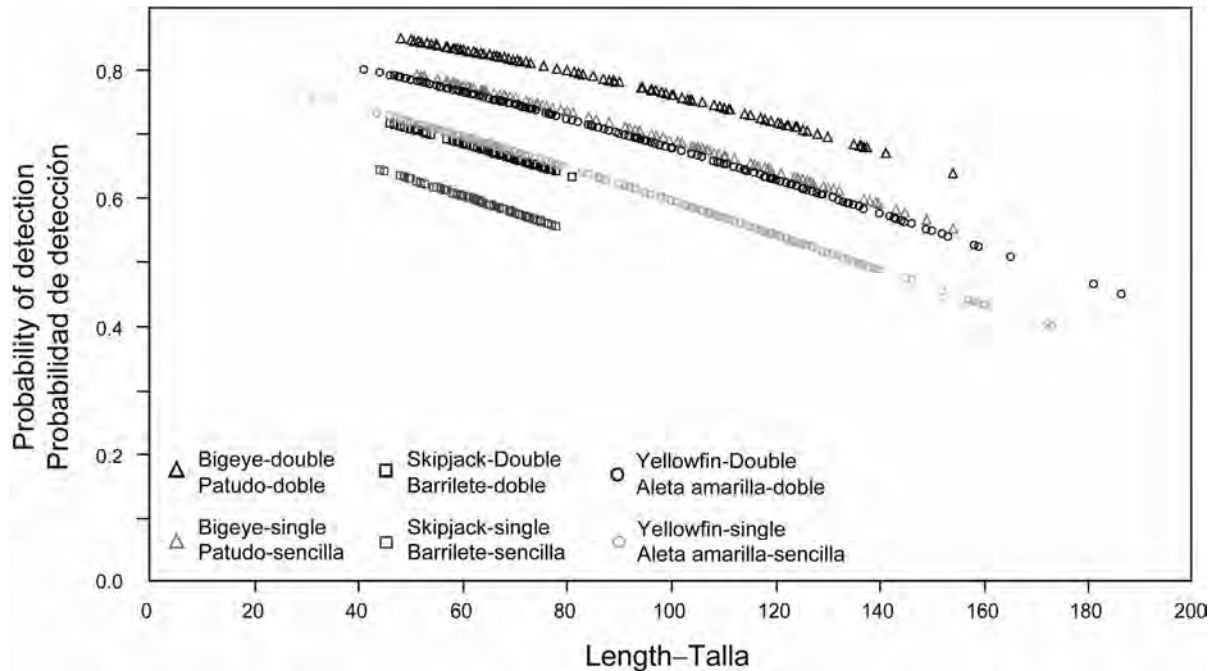


FIGURE 8. Estimates of conventional tag reporting rate by purse seiners from a tag-seeding experiment, using logistic regression with species, tag type (single or double tagged), and length as explanatory variables.

FIGURA 8. Estimaciones de la tasa de notificación de marcas convencionales por buques de cerco de un experimento de sembrado de marcas, usando una regresión logística con especie, tipo de marca (sencilla o doble), y talla como variables explicativas.

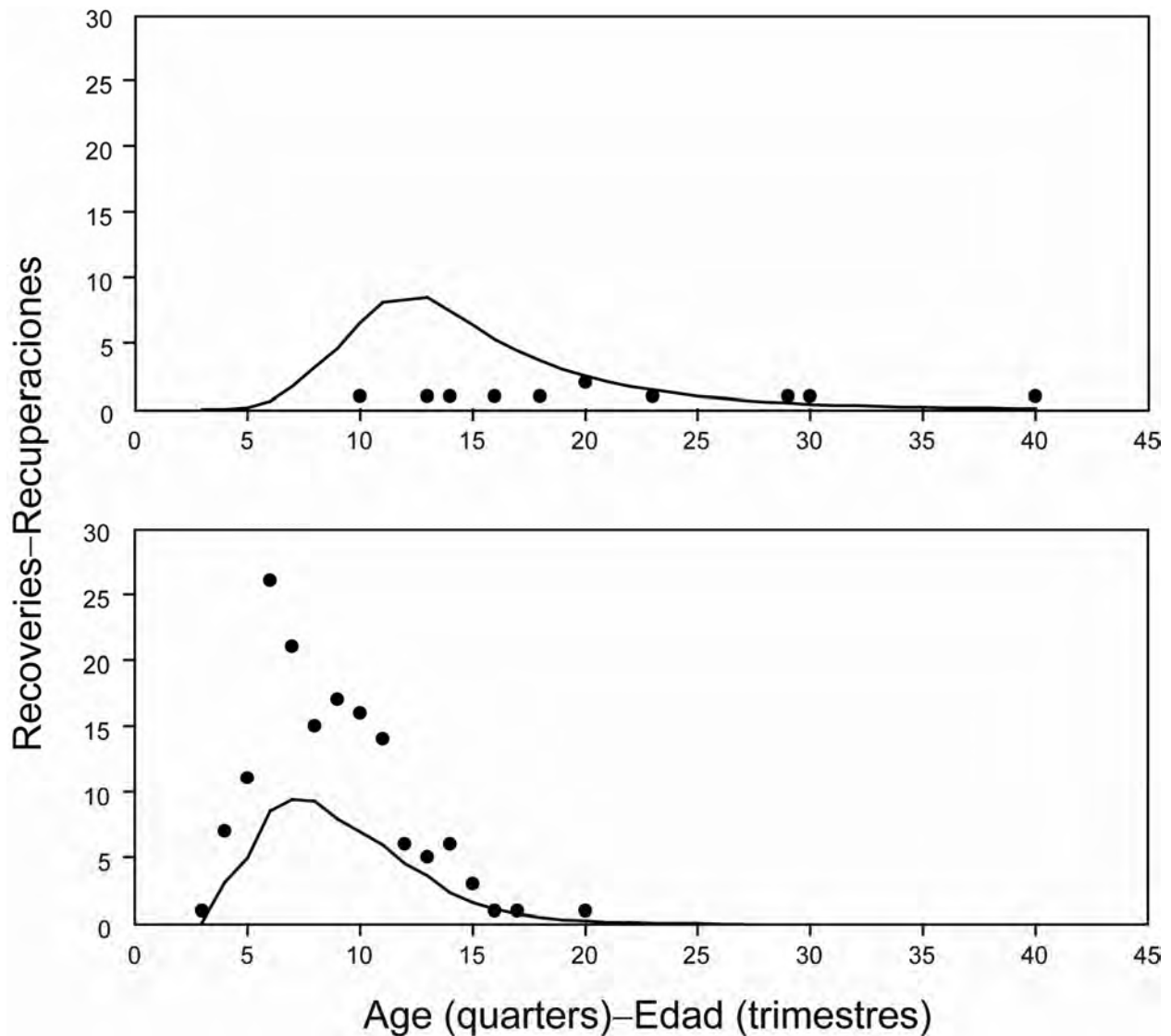


FIGURE 9. Comparison of observed and expected recoveries of archival tags from the longline fishery (upper) and the purse-seine fishery (lower). The expected recoveries are calculated by modeling the releases at age over time and applying the average (2000-2005) fishing mortality at age estimated by putting the estimates of natural mortality from the tagging model (all reporting rates estimated) into the stock assessment.

FIGURA 9. Comparación de recuperaciones observadas y esperadas de marcas archivadoras de la pesquería de palangre (arriba) y la pesquería de cerco (abajo). Se calculan las recuperaciones esperadas mediante el modelado de liberaciones por edad con el tiempo y la aplicación de la mortalidad por pesca media (2000-2005) por edad estimada al introducir las estimaciones de mortalidad natural del modelo de marcado (todas las tasas de notificación estimadas) en la evaluación de la población.

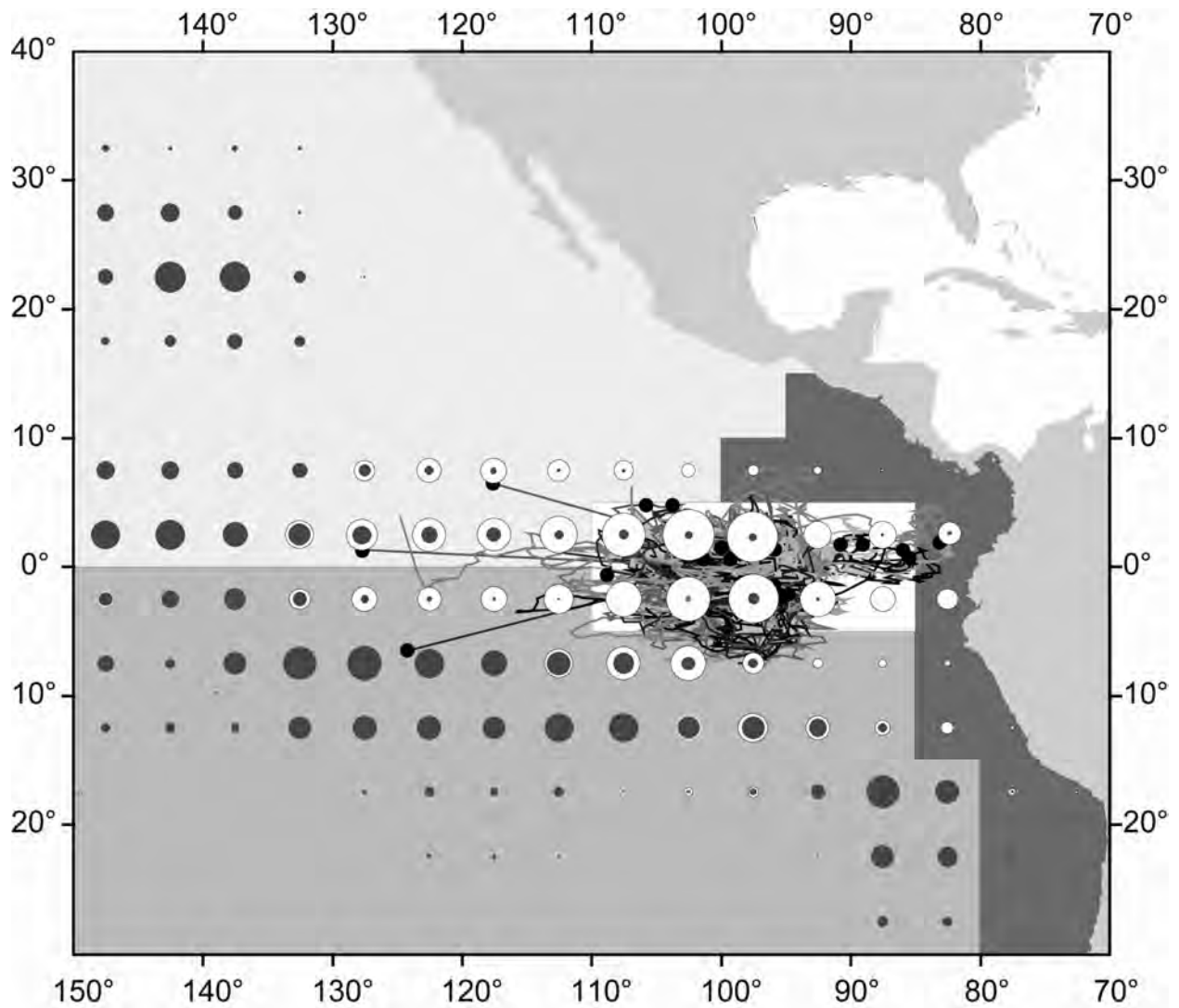


FIGURE 10. Comparison of archival tag movement tracks with spatial distribution of longline (dark circles) and purse seine (light circles) catches. The catch is the average over 2000-2006. The archival tag movement paths are based on data for 2000-2006 (Schaefer and Fuller 2009).

FIGURA 10. Comparación de las rutas de desplazamiento de marcas archivadoras con la distribución espacial de las capturas de palangre (círculos oscuros) y de cerco (círculos claros). La captura es el promedio durante 2000-2006. Las rutas de desplazamiento de las marcas archivadoras se basan en datos de 2000-2006 (Schaefer y Fuller 2009).

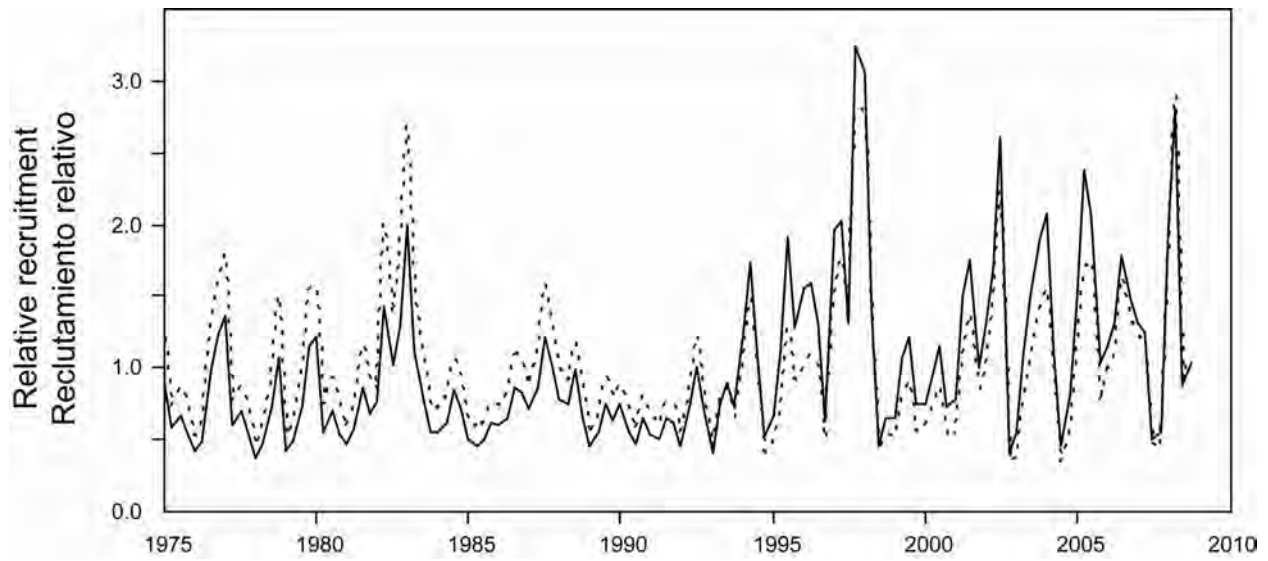


FIGURE 11. Estimates of relative recruitment from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2009; solid line) and from an assessment using estimates of natural mortality based on the cohort analysis with the purse-seine archival tag reporting rate set at 0.8 (dashed line).

FIGURA 11. Estimaciones del reclutamiento relativo de la estimación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2009; línea sólida) y de una evaluación que usa estimaciones de mortalidad natural basadas en el análisis de cohortes con la tasa de notificación de marcas archivadoras en la pesquería de cerco fijada en 0.8 (línea de trazos).

TABLE 1. Negative log-likelihoods, parameter estimates, and estimates of management quantities. MLE is the analysis that estimates the reporting rates for both fishing methods and both tag types. SS3 estimates are the results based on estimating the natural mortality inside the stock assessment model. ‘Share RR’ is the analysis that assumes the longline (LL) and purse-seine (PS) archival tag reporting rates are the same. ‘Base case’ is based on the natural mortality rates used in the most recent stock assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2009).

TABLA 1. Valores negativos del logaritmo de la verosimilitud, estimaciones de parámetros, y estimaciones de cantidades de ordenación. MLE es el análisis que estima las tasas de notificación de ambos métodos de pesca y ambos tipos de marca. Las estimaciones de SS3 son los resultados basados en la estimación de la mortalidad natural dentro del modelo de evaluación de la población. ‘Share RR’ es el análisis que supone que las tasas de notificación de marcas archivadoras en las pesquerías de palangre (LL) y de cerco (PS) son iguales. ‘Caso base’ se basa en las tasas de mortalidad natural usadas en la evaluación más reciente de la población (Aires-da-Silva y Maunder 2009).

	Purse seine Cerco		Longline Palangre		0.60	0.80	MLE	Estimaciones de SS3--SS3 estimates	Share RR	Base case Caso base
	0.60	0.70	0.80	0.40						
Tagging model negative log-likelihood										
Valor negativo del logaritmo de la verosimilitud del modelo de marcado										
Total	3077.94	3076.84	3077.33	3076.85	3076.86	3076.96	3076.83	3085.07	3076.92	3084.29
Tag – Marca	79.68	79.52	79.92	79.51	79.58	79.65	79.54	80.81	79.63	80.75
Hampton $M-M$ de Hampton	-8.03	-8.97	-8.88	-8.95	-9.01	-8.98	-8.99	-3.02	-8.99	-2.96
Sex ratio-Proporción de sexos	3006.29	3006.29	3006.29	3006.29	3006.29	3006.29	3006.29	3007.27	3006.29	3006.50
Reporting rates										
Tasas de notificación										
LL arch	0.20	0.44	0.81	0.40	0.60	0.80	0.47	0.85	0.73	0.53
PS arch	0.60	0.70	0.80	0.70	0.72	0.73	0.71	0.71	0.73	0.73
LL conv	0.02	0.05	0.09	0.05	0.07	0.08	0.05	0.11	0.08	0.09
PS conv	0.54	0.61	0.68	0.61	0.64	0.65	0.62	0.60	0.65	0.60
M estimates										
Estimaciones de M										
M_0	1.42	1.42	1.40	1.43	1.41	1.40	1.42	0.25	1.41	0.25
M_c	0.01	0.08	0.13	0.08	0.10	0.11	0.09	0.10	0.11	0.10
M_A female-hembra	0.08	0.13	0.17	0.12	0.16	0.18	0.14	0.22	0.17	0.14
M_A male-macho	0.05	0.10	0.13	0.09	0.12	0.14	0.10	0.16	0.14	0.10
Ages for broken stick										
Edades para el método de broken stick (vara rota)										
$C_{age-C_{edad}}$	5	5	5	5	5	5	5	4	5	NA
AmatLB	13	13	13	13	13	13	13	14	13	NA
AmatUB	26	26	26	26	26	26	26	26	26	NA
Proporciones de sexo iniciales										
Initial sex ratio										
initialSR	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46

TABLE 1. (continued).
TABLA 1. (continuación).

	Purse seine Cerco		Longline Palangre		0.60	0.80	MLE	Estimaciones de SS3--SS3 estimates	Share RR	Base case Caso base
	0.60	0.70	0.80	0.40						
Likelihood standard deviation scaling parameters										
Parámetros de la medición a escala de la desviación estándar de la verosimilitud										
Arch SD-DE arch	0.96	1.02	1.09	1.01	1.03	1.05	1.02	1.15	1.04	1.14
Conv SD-DE conv	4.60	4.31	4.20	4.32	4.26	4.23	4.29	4.31	4.24	4.34
<i>M</i> SD-DE <i>M</i>	0.16	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.37	0.14	0.37
Stock assessment model negative log-likelihood										
Valor negativo del logaritmo de la verosimilitud del modelo de evaluación de poblaciones										
CPUE	-238.94	-269.46	-273.50	-267.92	-272.26	-272.91	-270.35	-258.54	-272.76	-269.06
Length composition-Composición por talla	1622.03	1627.52	1624.87	1631.12	1620.48	1614.12	1627.08	1581.73	1615.52	1648.30
Age composition-Composición por edad	321.66	315.14	307.87	315.28	312.37	309.79	314.34	21.18	310.75	307.64
Recruitment-Reclutamiento	11.73	-31.87	-37.63	-29.47	-37.01	-37.75	-33.51	-31.52	-37.79	-29.99
Total	1716.48	1641.32	1621.61	1649.01	1623.59	1613.26	1637.80	1312.86	1615.96	1656.89
Stock assessment management quantities										
Cantidades de ordenación de la evaluación de poblaciones										
MSY-RMS	88,052	82,612	131,300	80,010	99,310	124,193	84,849	128,054	113,271	83,615
$B_{MSY} - B_{RMS}$	595,578	269,328	263,524	276,026	262,242	281,326	262,990	376,361	271,875	289,475
$S_{MSY} - S_{RMS}$	185,393	58,882	35,735	62,716	48,343	44,607	55,323	67,666	45,949	60,631
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.28	0.23	0.21	0.24	0.22	0.22	0.23	0.24	0.22	0.25
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.27	0.17	0.11	0.18	0.15	0.13	0.16	0.17	0.14	0.19
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	1.13	1.20	0.76	1.24	1.00	0.80	1.17	0.78	0.88	1.19
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.20	1.08	2.28	0.93	1.63	2.15	1.2	2.05	1.98	0.99
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.12	0.96	2.86	0.79	1.68	2.47	1.09	2.13	2.18	0.89
<i>F</i> multiplier-Multiplicador de <i>F</i>	0.28	0.84	2.17	0.74	1.32	1.96	0.87	2.01	1.58	0.81

TABLE 2. Estimates of reporting rates for archival tags by longliners (LL) relative to those by purse-seiners (PS), based on catch ratios.

TABLA 2. Estimaciones de las tasas de notificación de marcas archivadoras por buques de palangre (LL) relativas a aquéllas de los buques de cerco (PS), con base en cocientes de captura.

Number of quarters for mixing	LL/PS catch ratio		Tag recovery LL/PS ratio	Relative reporting rate LL/PS	
	Ratio weighted based	Weight ratio based		Ratio weighted based	Weight ratio based
Número de trimestres para la mezcla	Cociente de captura LL/PS		Razón LL/PS de recuperación de marcas	Tasa de notificación LL/PS relativa	
	Basado en razón ponderada	Basado en razón de peso		Basado en razón ponderada	Basado en razón de peso
0.00	1.28	1.58	0.35	0.27	0.22
1.00	1.51	1.99	0.89	0.59	0.45
2.00	1.91	2.51	1.17	0.61	0.46
3.00	2.43	3.19	1.75	0.72	0.55
4.00	3.06	4.06	1.67	0.55	0.41

ESTIMACIÓN PRELIMINAR DE LA MORTALIDAD NATURAL POR EDAD Y POR SEXO DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL MEDIANTE LA APLICACIÓN DE UN ANÁLISIS DE COHORTES CON INFORMACIÓN AUXILIAR A DATOS DE MARCADO

Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, Richard Deriso, Kurt Schaefer, y Daniel Fuller

ÍNDICE

1. Resumen.....	272
2. Introducción	272
3. Método	272
4. Resultados	275
5. Discusión.....	276
Figuras	259
Tablas.....	269
Referencias.....	278

1. RESUMEN

Se usa un análisis de cohortes para analizar datos de liberación y recuperación de marcas para estimar la mortalidad natural por edad y por sexo del atún patudo en el Océano Pacífico oriental. El modelo permite ajustar simultáneamente a 1) datos de marcado, 2) estimaciones de mortalidad natural de análisis previos, y a 3) la proporción de sexos (proporción de hembras por edad). Las estimaciones de la mortalidad natural son consistentes con los valores supuestos en la evaluación más reciente de la población. No obstante, las estimaciones son altamente inciertas, y dependen de la tasa de notificación supuesta para los peces con marcas archivadoras recuperadas por la pesquería de palangre. Los desplazamientos aparentemente limitados del atún patudo impidió la mezcla de los peces marcados en el Pacífico oriental entero, y limita las recuperaciones de patudos grandes marcados en dicha pesquería. Es por lo tanto necesario un programa de marcado más exhaustivo con una distribución espacial más amplia de las liberaciones, liberaciones de atún patudo de mayor edad, tasas de notificación mejores de marcas convencionales de las pesquerías de palangre, y estimaciones de las tasas de notificación.

2. INTRODUCCIÓN

La mortalidad natural (M) es uno de los parámetros más importantes usado en el modelo de pesca de evaluación de poblaciones. La mortalidad natural afecta directamente la función de producción de la población, que determina el estatus de la población en términos de tanto la biomasa como la mortalidad por pesca (Maunder 2003). Desgraciadamente, la mortalidad natural es uno de los parámetros más difíciles de estimar para las poblaciones de peces (Vetter 1988). Uno de los mejores métodos para estimar la mortalidad natural es el análisis de datos de marcado (*e.g.* Hampton 2000).

Desarrollamos un método de análisis de cohortes para analizar los datos de liberación y recuperación de marcas que también incluye información auxiliar, tal como las estimaciones previas de la mortalidad natural y las proporciones de sexos (proporción de hembras por edad), para estimar la mortalidad natural por edad y por sexo. Aplicamos este método al atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO), y estimamos el impacto de las nuevas estimaciones sobre las cantidades de ordenación estimadas por un modelo de evaluación de la población. Investigamos también la estimación de la mortalidad natural dentro del modelo de evaluación de la población, y comparamos los resultados con aquellos estimados a partir de los datos de marcado.

3. MÉTODO

Se usa un análisis de cohortes para analizar datos de liberación y recuperación de marcas para estimar la

mortalidad natural por edad. El método de estimación se basa en el supuesto que, si se sabe la mortalidad debida a la pesca (las recuperaciones), entonces la mortalidad restante se debe a causas naturales, y puede ser estimada si se supone que, a cierta edad, todos los individuos han muerto. El método funciona porque el número de liberaciones debe ser igual al número de individuos que mueren de causas naturales más las recuperaciones (suponiendo que no ocurre emigración, y con ajustes por la pérdida de marcas, las tasas de notificación, y la mortalidad inducida por las marcas). Se puede estimar la mortalidad por edad si se realizan las liberaciones en cada edad y se conoce la edad de los individuos.

Una cohorte de marca, definida en la aplicación como todos los peces liberados a la misma edad con el mismo tipo de marca, es modelada bajo el supuesto que las recuperaciones son extraídas en el punto medio del período de tiempo (trimestre en la aplicación) y las liberaciones ocurren al principio del período de tiempo.

$$N_{a+1} = \left(N_a e^{-0.5M_a - 0.5\eta} - \sum_g \frac{C_{g,a}}{\lambda_g} \right) e^{-0.5M_a - 0.5\eta}$$

donde M_a es la mortalidad natural a edad a , $C_{g,a}$ es la captura (recuperaciones) a edad a en la pesquería g , λ_g es la tasa de notificación para la pesquería g , y η es la mortalidad continua relacionada con las marcas o las pérdidas de marcas.

Para evitar problemas de computación, se modela la cohorte en tiempo inverso:

$$N_a = \frac{\frac{N_{a+1}}{e^{-0.5M_a - 0.5\eta}} + \sum_g \frac{C_{g,a}}{\lambda_g}}{e^{-0.5M_a - 0.5\eta}}$$

Este modelo supone que la tasa de explotación correspondiente a la edad máxima para la cual se observan recuperaciones es uno (o sea, el número de peces marcados de esa edad es igual al número de recuperaciones modificada por la mortalidad natural y pérdidas de marcas de la mitad de un período de tiempo). Este supuesto puede ser relajado si se dividen las recuperaciones de la edad máxima para la cual se observan recuperaciones, para esta cohorte, por una mortalidad terminal. La edad para la cual se aplica esto puede variar entre las cohortes modeladas.

Se estiman los parámetros del modelo mediante el ajuste de los números predichos por el modelo para una cohorte en la edad de liberación a las liberaciones reales, ajustado por la pérdida de marcas y la mortalidad relacionada con las marcas iniciales τ . Se supone que la desviación estándar del valor negativo del logaritmo de la verosimilitud a es proporcional a la raíz cuadrada del número de liberaciones:

$$-\ln[L(\theta | R)] = \sum_i \ln[\sigma_R \sqrt{R_i}] + \frac{(N_{i,a} - R_i(1 - \tau))^2}{2(\sigma_R \sqrt{R_i})^2}$$

3.1. Parametrización de la mortalidad natural

Puede no haber suficiente información en los datos de marcado, o las liberaciones pueden no incluir todos los grupos de edad, por lo que no es posible estimar un parámetro de mortalidad natural para cada edad. Por lo tanto, puede ser requerida una forma funcional para la mortalidad natural. La mortalidad natural de los machos y las hembras podría también ser diferente. Se parametriza la mortalidad natural con base en modelos de *broken stick* (vara rota) (Methot 2005). La tasa de mortalidad natural disminuye de forma lineal de M_0 a la edad cero a M_c a la edad c , y es constante en este nivel hasta la edad de madurez. La mortalidad natural para esas edades es igual para los machos y las hembras. A la edad cuando los individuos comienzan a madurar (a_{matLB}), la mortalidad natural aumenta a $M_{A,s}$ a la edad cuando la mayoría de los individuos son maduros (a_{matUB}) (la edad máxima en el modelo), que puede ser diferente entre los machos y las hembras.

$$M_{m,a} = \begin{cases} M_0 - \frac{M_0 - M_c}{c} a & a < c \\ M_c & c \leq a \leq a_{matLB} \\ M_c + \frac{M_{A,m} - M_c}{a_{matUB} - a_{matLB}} (a - a_{matLB}) & a_{matLB} < a \leq a_{matUB} \\ M_{A,m} & a_{matUB} < a \end{cases}$$

$$M_{f,a} = \begin{cases} M_{m,a} & a \leq a_{matLB} \\ M_c + \frac{M_{A,f} - M_c}{a_{matUB} - a_{matLB}} (a - a_{matLB}) & a_{matLB} < a \leq a_{matUB} \\ M_{A,f} & a_{matUB} < a \end{cases}$$

Se calcula la mortalidad natural de los sexos combinados, necesaria si no se identifica el sexo de los peces liberados, de la siguiente forma

$$M_a = \frac{N_{a,f} M_{a,f} + N_{a,m} M_{a,m}}{N_{a,f} + N_{a,m}}$$

donde

$$N_{f,0} = p_{f,0}$$

$$N_{m,0} = 1 - p_{f,0}$$

$$N_{s,a+1} = N_{s,a} e^{-M_{s,a}}$$

donde $p_{f,0}$ es la proporción hembra a edad cero.

3.2. Ajuste a los datos auxiliares

Se ajustan en el modelo las estimaciones de mortalidad natural por edad obtenidas de los resultados de otros estudios, usando una función de verosimilitud basada en una distribución normal.

$$-\ln [L(\theta | M^{obs})] = \sum_i \ln [\sigma_{M,i}] + \frac{(M_i^{obs} - M_a)^2}{2\sigma_{M,i}^2}$$

donde M_i^{obs} es el valor de mortalidad natural a la edad a para los datos auxiliares i .

Se ajusta el modelo a los datos de proporción de hembras usando una distribución binomial

$$-\ln [L(\theta | n)] = -\sum_i n_{f,i} \ln [p_i] + n_{m,i} \ln [1 - p_i]$$

$$p_i = \frac{N_{f,a}}{N_{f,a} + N_{m,a}}$$

donde p_i es la proporción de hembras a edad a en la muestra i .

3.3. Aplicación

Se aplicó el método a datos de marcado de atún patudo en el OPO, los que incluyen marcas archivadoras y marcas convencionales. El modelo fue realizado en trimestres. Las recuperaciones fueron agregadas en dos pesquerías, de superficie (cerco y caña) y de palangre. Se supuso insignificante la pérdida de marcas

y la mortalidad por marca inmediatas y continuas en el caso de las marcas archivadoras, y se fijó la pérdida inmediata de marcas en 3% para las marcas convencionales (Maunder *et al.* 2007), y la pérdida continua de marcas de las marcas convencionales en $0,1y^{-1}$ ($0,025$ trimestre⁻¹) (Maunder *et al.* 2007). Se estiman desviaciones estándar separadas para las funciones de verosimilitud de la liberación de las marcas archivadoras y convencionales.

Se usaron estimaciones de la mortalidad natural del atún patudo en el Océano Pacífico occidental y central (Hampton 2000) como datos auxiliares. Se estimó como parámetro en el modelo una sola desviación estándar para la función de verosimilitud, y se usó para todas las estimaciones.

Los datos de proporciones de hembras fueron tomados de las pesquerías de cerco (Schaefer *et al.* 2005) y de palangre (Naozumi Miyabe, com. pers.). Los tamaños de las muestras de los datos de palangre fueron divididos por 100 para que fuesen similares a aquéllos de la pesquería de cerco. Se usaron los datos de peces grandes únicamente para las pesquerías de palangre, ya que se sospecha que la proporción de hembras en los peces pequeños en esas pesquerías tiene un sesgo negativo.

Se estima la edad de liberación (y las edades correspondientes a los datos de proporciones de hembras y las estimaciones de M auxiliares) tomando la curva de von Bertalanffy usada en la evaluación y asignando a esa edad todas las tallas igual a la talla por edad y menos que la talla igual a la talla por edad + 1.

Hay poca información en los datos sobre las tasas de notificación de marcas, por lo que fijamos la tasa de notificación de marcas archivadoras para las pesquerías de cerco y de palangre en varios niveles distintos de prueba (0,6, 0,7, 0,8 y 0,4, 0,6, 0,8, respectivamente). Presentamos también los resultados de un análisis que estima todas las tasas de notificación, y un análisis que fija las tasas de notificación de marcas archivadoras de las flotas de cerco y de palangre en un solo parámetro estimado. Se usan entonces las estimaciones de mortalidad natural en el modelo *Stock Synthesis* (Methot 2009) de evaluación del atún patudo de Aires-da-Silva y Maunder (2009) para determinar 1) el grado de consistencia de las estimaciones de mortalidad natural con la dinámica supuesta de la población y los otros datos usados en la evaluación de la población y 2) cómo afectan las estimaciones de las cantidades de ordenación. Investigamos también la mortalidad natural dentro del modelo de evaluación de la población, y luego evaluamos las estimaciones de mortalidad natural con el modelo de marcado.

4. RESULTADOS

El modelo se ajusta a los datos de liberación, mortalidad natural, y proporción de hembras razonablemente bien en todas las tasas de notificación de prueba (Figuras 1 y 2). Las estimaciones de mortalidad natural parecen razonables, pero son muy inciertas (Figura 3); el coeficiente de variación para estas estimaciones varía entre 0,60 y 0,84 para todas las edades excepto la más joven. Los resultados son altamente dependientes de las tasas de notificación, para las cuales se dispone de poca información, particularmente para las marcas archivadoras en peces capturados por la pesquería de palangre (Figuras 4 a 6).

Las estimaciones de la mortalidad natural generalmente aumentan a medida que aumentan las tasas de notificación de prueba (Tabla 1). El valor negativo del logaritmo de la verosimilitud es similar para todas las tasas de notificación de prueba, y es igual para los datos de proporción por sexo. El mayor cambio en el valor negativo del logaritmo de la verosimilitud se debe al ajuste a las estimaciones de Hampton de la mortalidad natural correspondiente a tasas de notificación bajas de marcas archivadoras en las pesquerías de cerco.

Con altas tasas de notificación de prueba de marcas archivadoras (Figura 4) o convencionales (Figura 6) en la pesquería de cerco, se estima que la tasa de notificación de palangre de marcas archivadoras es uno, y las estimaciones de mortalidad natural de los individuos maduros disminuyen a medida que se incrementan las tasas de notificación. Con altas tasas de notificación, la mortalidad natural estimada de los individuos maduros puede ser menos que aquélla de la edad 5. Ya que la tasa de notificación debe ser igual a o menos que uno, esto sugiero que la tasa de notificación correspondiente a las marcas convencionales y

archivadoras en la pesquería de cerco no debería ser más que 0,70 y 0,85, respectivamente.

Tanto la mortalidad natural supuesta en el modelo de evaluación de la población como aquella estimada en el modelo de evaluación de la población resultan en ajustes ligeramente peores a los datos de recuperación de marcas y moderadamente peores a las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (Tabla 1).

Cuando se usa en el modelo de evaluación de la población la estimación de la mortalidad natural basada en el análisis de marcado, el valor negativo del logaritmo de la verosimilitud es moderadamente mejor que en la evaluación más reciente, pero no tan buena como cuando se estima la mortalidad natural dentro del modelo de evaluación de la población (Tabla 1). El ajuste mejorado ocurre en los dos conjuntos principales de datos (índices de abundancia basados en datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y de composición por talla) y en la pena en las desviaciones temporales del reclutamiento. El ajuste a los datos es mejor para las tasas de notificación más altas, y por consiguiente para los niveles más altos de mortalidad natural.

Las estimaciones de los parámetros de ordenación del modelo de evaluación de la población son sensibles al valor supuesto de las tasas de notificación (Tabla 1). Como mayores las tasas de notificación, más optimista el estatus estimado de la población. El rendimiento máximo sostenible (RMS), la razón de la biomasa reproductora actual a la biomasa reproductora correspondiente al RMS, y el multiplicador de F (la razón del esfuerzo actual al esfuerzo correspondiente al RMS) todas aumentan generalmente con el valor supuesto de la tasa de notificación. Las estimaciones del multiplicador de F son altamente dependientes de la tasa de notificación de marcas archivadoras en la pesquería de palangre (Figura 7).

5. DISCUSIÓN

Los resultados del análisis de marcado sugieren que la tendencia general de la mortalidad natural por edad y por sexo usada en la evaluación más reciente de la población de patudo en el OPO (Aires-da-Silva y Maunder 2009) es razonable, excepto que la mortalidad natural de los machos podría asimismo aumentar a medida que maduran. No obstante, las estimaciones son considerablemente inciertas, y son altamente dependientes de la tasa de notificación de peces con marcas archivadoras recuperadas por la pesquería de palangre.

La aplicación del método de análisis de cohortes requiere que se notifique cada individuo marcado que el recuperado, o estimaciones fiables de las tasas de notificación. Se consideraron infructuosos los experimentos para estimar las tasas de notificación de marcas convencionales por los buques de cerco debido a problemas de pérdida de marcas (Maunder *et al.* 2007). Se pensó que la fijación incorrecta de las marcas por marcadores no experimentados causó altos niveles de pérdida de marcas mientras los peces estuvieron en las bodegas del buque. El análisis de las tasas de notificación usó regresión logística con especie (atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete), tipo de marca (marca sencilla o doble), y talla del pez como variables explicativas. Las estimaciones de tasa de notificación para el atún patudo variaron de 0,55 a 0,85. La tasa de notificación disminuyó con la talla, y fue mayor para los peces con marcas dobles (Figura 8). Las estimaciones de las tasas de notificación de marcas convencionales de las pesquerías de cerco del análisis de cohortes son consistentes con las tasas de notificación de Maunder *et al.* (2007), lo cual sugiere que las estimaciones de Maunder *et al.* (2007) podrían ser menos sesgadas que lo que se pensó inicialmente. Se considera que son bajas las tasas de notificación de marcas convencionales de los buques de palangre en el OPO, lo cual es corroborado por las estimaciones del presente estudio.

El método de análisis de cohortes trata la mortalidad por pesca de peces marcados por edad como independiente de la mortalidad por pesca de la población en su totalidad. Esto acomoda toda mezcla incompleta de los peces marcados en toda la distribución de la población. Una comparación de las recuperaciones observadas por pesquería con las recuperaciones esperadas de marcas archivadoras basadas en estimaciones de las tasas de mortalidad por pesca del modelo de evaluación señalan que ocurren más recuperaciones de cerco y menos recuperaciones de palangre que se esperaba (Figura 9). La

falta de mezcla es aparente en las trayectorias del desplazamiento de los peces con marcas archivadoras comparadas con la distribución espacial de la captura por pesquería (Schaefer y Fuller 2009; Figura 10). En particular, pocos individuos marcados se desplazan a las áreas en las que se toma la mayor parte de la captura de palangre, aunque el desplazamiento ilustrado en la Figura 10 podría estar sesgado si los peces marcados capturados en la pesquería de palangre son reportados menos frecuentemente. La baja tasa de recuperación de la pesquería de palangre también podría ser baja debido a tasas de notificación bajas. Una comparación de las recuperaciones de marcas archivadoras en la pesquería de palangre como razón de las recuperaciones de marcas archivadoras en la pesquería de cerco con la captura en la pesquería de palangre como razón de la captura en la pesquería de cerco sugiere que la tasa de notificación de marcas archivadoras en la pesquería de palangre es considerablemente menor que en la pesquería de cerco. No obstante, la razón de las recuperaciones observadas a las recuperaciones esperadas aumenta con la edad, y está probablemente relacionada con el tiempo en libertad, lo cual indica que la baja tasa de recuperación en la pesquería de palangre se debe a una tasa de mezcla lenta (Figura 9).

Las tasas de notificación mayores corresponden a niveles más altos de mortalidad natural. Algunas de las tasas de notificación corresponden también a una mayor mortalidad natural para los machos maduros. El valor negativo del logaritmo de la verosimilitud del modelo de evaluación de la población es más bajo con tasas de mortalidad natural más altas, lo cual sugiere que la mayor mortalidad natural es más consistente con la dinámica supuesta del atún patudo en el OPO y los datos de composición por talla y los datos de CPUE. Un aspecto interesante de las tasas mayores de mortalidad natural es que incrementan el reclutamiento estimado para el período antes de la expansión de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes (Figura 11). En la evaluación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2009), el reclutamiento estimado aumenta alrededor del período de expansión de esa pesquería. Se ha sugerido que esto es consecuencia de la pesca de un componente ‘nuevo’ de la población, pero podría deberse a la disminución simultánea de la captura de palangre y una mortalidad natural incorrectamente definida.

El método usado para analizar los datos de marcado supone que, en el momento de la última recuperación, todos los peces marcados están muertos, pero esto podría no valer en el caso de los experimentos de marcado más recientes. Excluimos los datos de los experimentos más recientes para evitar este sesgo. Si los peces de mayor edad no son seleccionados por las pesquerías o, como en la presente aplicación, las tasas de notificación en las pesquerías que capturan los peces de mayor edad son bajas, podría haber peces que no están representados en el análisis.

Otros factores que podrían sesgar las estimaciones de mortalidad natural incluyen la pérdida de marcas y la mortalidad causada por las marcas. En el modelo se incluye la pérdida de marcas convencionales, con base en las estimaciones de experimentos de marcado doble (Maunder *et al.* 2007). Se ha demostrado que la pérdida inicial de marcas es baja, y la pérdida continua de marcas moderada. No se dispone de estimaciones de la mortalidad relacionada con las marcas. La mortalidad inicial relacionada con las marcas reduciría el número de liberaciones efectivo, y la mortalidad continua relacionada con las marcas se confundiría con la mortalidad natural. Ambos casos resultarían en una mortalidad natural sobreestimada.

Se seguirá perfeccionando el método de modelado, al incluir datos de devoluciones de marcas a medida que aparezcan, y con análisis adicionales. Por ejemplo, la incorporación de datos en el análisis por grupo de liberación (o sea, año de liberación) permitirá evaluar los residuales en mayor detalle. Esto podría servir para determinar cuáles grupos de liberación han sido en efecto extraídos de la población, para que la tasa de explotación del último año sea uno. Por último, integrar el método de análisis de cohortes con el modelo de evaluación de la población permitiría que los datos de frecuencia de talla contribuyeran información sobre la mortalidad natural. Esto podría producir información sobre el aumento de la mortalidad natural de machos maduros.

Las estimaciones de mortalidad natural son altamente dependientes de las recuperaciones de atunes patudo de mayor edad capturados en la pesquería de palangre. No se cuenta con información en los datos

sobre las tasas de notificación de marcas archivadoras capturadas en la pesquería de palangre, y por consiguiente las estimaciones de mortalidad natural son altamente inciertas. Nuestros resultados sugieren que es necesario un programa de marcado más extenso, con una distribución espacial más amplia de las liberaciones, liberaciones de patudos de mayor edad, una mejor tasa de notificación de marcas convencionales de las pesquerías de palangre, y estimaciones de las tasas de notificación.

Reconocimiento

Naozumi Miyabe proporcionó los datos de proporciones de hembras de la pesquería de palangre japonesa.

REFERENCES – REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2010. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 10.
- Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57 (5): 1002-1010.
- Maunder, M.N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fish. Res., 61 (1-3): 145-149.
- Maunder, M.N., K. Schaefer, D. Fuller, and E. Altamirano Nieto. 2007. Estimating tag reporting and tag shedding for tunas in the EPO. In Maunder, M.N. (compiler) Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission Workshop on Using Tagging Data for Fisheries Stock Assessment and Management. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/Tagging-WS-Oct-2007-Report-ENG.pdf>.
- Method, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries.
- Method, R. D. 2009. Stock Synthesis user manual. NOAA Fisheries.
- Schaefer, K.M., and D.W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 24 (2).
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm, Bull., 23 (1): 1-31.
- Vetter, E.F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 86 (1): 25-43.

EVALUATION OF ASPECTS OF THE CURRENT IATTC PORT-SAMPLING DESIGN AND ESTIMATION PROCEDURES FOR CATCHES OF TUNAS BY PURSE SEINERS AND POLE-AND-LINE VESSELS

Cleridy E. Lennert-Cody and Patrick K. Tomlinson

CONTENTS

1. Summary	279
2. Introduction	279
3. Data	280
4. Methods of analysis.....	282
5. Results and discussion.....	284
Figures	287
Tables.....	296
References.....	308

1. SUMMARY

The port-sampling program of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) samples the catches of purse-seine and pole-and-line fisheries of the eastern Pacific Ocean. The degree to which data collected under the current sampling design represent typical fishery catches, and the relative magnitude of the bias and variance of the estimation procedures used to estimate total catch, were explored using descriptive data analysis techniques and simulations. The analyses and simulations were based on data collected since 2000, the year that the IATTC began using the current port-sampling design. As a result of sampling criteria that determine the vessel wells to be sampled, catches from purse-seine sets that were loaded into wells later sampled by the port-sampling program tended to be greater, on average, than catches from sets that were loaded into unsampled wells. In addition, the percentage of bigeye tuna in the catches from floating-object sets loaded into sampled wells was sometimes greater than that of sets loaded into unsampled wells, but the results were not strongly consistent across years nor across test statistics. Significant differences were mostly positive, suggesting that a greater percentage of bigeye tuna was caught in floating-object sets loaded into sampled wells. However, the differences were small. Variability among wells in the average length of fish from sampled purse-seine catches exceeded that of simulated within-well samples. Similarly, variability among wells in the percentage of bigeye tuna in the catches from sets on floating objects exceeded that of simulated within-well samples. This suggests that, with a fixed budget of time for the sampling personnel, emphasis should be given to sampling more wells, rather than increasing the sampling within wells. With regard to the procedures for estimating the total catches of the purse-seine and pole-and-line fisheries, simulations for bigeye tuna indicate that the average bias of the estimated catch is approximately an order of magnitude less than the average standard deviation.

2. INTRODUCTION

Tuna stock assessments require, among other things, estimates of the total catch, and of the size composition of the catch, for each fishery. There are two important requirements to produce reasonable estimates. The first is that representative samples of the size distribution and species composition of the catch be obtained. Sampling of the catch for lengths and species composition during vessel unloading is a commonly-used method of data collection in fisheries (*e.g.*, Fonteneau 2008; Lawson 2008), and is the method used by the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) (Suter 2008, and references therein). An advantage of this in-port sampling is its practicality. Disadvantages include difficulties associated with obtaining random samples due to logistical constraints, and requirements associated with stratification (only vessel wells that contain catches from the same strata are sampled). The second important requirement is that the methods of estimation used to compute total catch from sample data produce estimates with minimal bias. To estimate total catch, ratio-type estimators are often employed.

However, these types of estimators are biased (*e.g.* Cochran 1977), the amount depending on the sample size.

Several aspects of the IATTC port-sampling design and estimation procedures have been reviewed previously (*e.g.*, Tomlinson *et al.* 1992, and references therein; Wild 1994; Tomlinson 2002). The work of Tomlinson *et al.* (1992) and Wild (1994) was based on data collected under an earlier (pre-2000) port-sampling design. The work of Tomlinson (2002) was focused primarily on the estimation procedures for total catch under the current sampling design. This report addresses the in-port sampling design and estimation procedures used by the IATTC since 2000, when the current species-composition and length-frequency sampling design was first introduced. Two types of analyses were undertaken: an analysis of the representativeness of the port-sampling data ('descriptive analysis'), and a simulation to evaluate the relative magnitudes of the bias and the variance of the estimation procedures for the fraction of bigeye tuna in the catch ('simulation'). The representativeness of the port-sampling data was studied in two ways. The first was a comparison of the catch tonnage and the species composition of sets that were loaded into vessel wells which were later sampled by the port-sampling program to those of sets that were loaded into wells that were not later sampled. The second was a comparison of the actual variability among sampled wells to simulated variability within sampled wells for average length and species composition. Investigations of species composition were limited to the percentage of bigeye tuna in floating-object sets because of ongoing management concerns regarding the status of this stock (Aires-da-Silva and Maunder 2009).

3. DATA

Two types of data were analyzed in this study. Observer data were used only in the descriptive analysis. Port-sampling data were used both in the descriptive analysis (purse seine only) and in the simulation (purse seine and pole-and-line). In what follows, a purse-seine set on tunas associated with dolphins is referred to as a 'dolphin set,' a purse-seine set on tunas associated with a floating object is referred to as a 'floating-object set,' and a purse-seine set on an unassociated school of tunas is referred to as an 'unassociated set.'

3.1. Descriptive analysis

3.1.1. Observer data

The observer data used in this analysis were collected at sea aboard purse-seine vessels of more than 363 metric tons (t) of fish-carrying capacity between 2000 and 2007. Observers from the IATTC and national observer programs were placed aboard these vessels to collect data on fishing operations, catches, and bycatches. This observer program is described by Bayliff (2001). Data were limited to sets made within the eastern Pacific Ocean (EPO) that caught at least one of the three main tuna species (yellowfin, skipjack, and bigeye). In what follows, 'catch' refers to retained catch, and the term 'tuna catch' will be used to refer to the sum of yellowfin, skipjack, and bigeye catches.

Individual-set data recorded by observers were classified according the disposition of the tuna catch aboard the vessel. If all or part of the tuna catch of the set was loaded into a vessel well that was later sampled as part of the port-sampling program, the set was labeled as a 'sampled' set; if none of the tuna catch was loaded into vessel wells later sampled by the port-sampling program, the set was labeled as an 'unsampled' set.

3.1.2. Port-sampling data

Port-sampling data used in the descriptive analysis were limited to samples taken from 2000 to 2007 for purse-seine vessels with greater than 363 t fish-carrying capacity. The data were collected under a stratified two-stage sampling design (Tomlinson 2002; Suter 2008). For the purse-seine fishery, within a set type and vessel size class, sampling strata were defined by the area and date of fishing (13 areas and 12 months). Although the sampling is generally opportunistic, at both stages it is assumed to approximate

simple random sampling. Vessel wells were the primary sampling unit within a stratum, with unequal numbers of wells sampled per stratum. Fish within a vessel's well were the secondary sampling unit. Wells were sampled only if all the catch within the well came from the same stratum. From each well sampled, a number of fish of each species (ideally 50) were measured for length (from the tip of the snout to the fork of the tail) to the nearest millimeter. Independently of the measured fish, several hundred fish were counted for species composition; the number of fish counted depended on the number of species believed to be in the well (determined in advance from observer data or the vessel's logbook). Depending on the port of unloading, fish may have been sorted by weight and species as they were unloaded. These sorted samples were not considered in the descriptive analysis.

Data used in the descriptive analysis of length-frequency samples were limited to yellowfin tuna from dolphin and unassociated sets, and to bigeye tuna from floating-object sets. Following the recommendations of Hennemuth (1957) for 50-fish samples, only well samples with at least 40 fish measured were included in the analysis. In addition, the analysis was limited to strata (area-month combinations) represented by at least four sampled wells. The average length of the fish in each sample was the average of measured lengths; samples were not raised to the total catch in the well.

Because the methods used to estimate total catch (Tomlinson 2002) use the average weight of the fish in the sample, rather than the average length, the average weight for each sample was also computed and analyzed in the descriptive analysis. Individual lengths were converted to weights, using the formula: $\text{weight} = a \cdot \text{length}^b$ (Tomlinson 2002; species-specific coefficients were obtained from Suter 2008). The average weight for a sample was then the average of these individual weight estimates.

Data used in the descriptive analysis of species composition were limited to samples with a non-zero count for bigeye tuna, and a non-zero count of at least one of the other two main tuna species (samples with estimated counts were excluded). In other words, this analysis was conditional on the presence of bigeye tuna, and on the presence of either skipjack or yellowfin tuna encountered during the species composition phase of the sampling. As with the descriptive analysis of the average lengths, the analysis was limited to strata (area-month combinations) represented by at least four sampled wells. The percentage of bigeye tuna in the sample was computed as the number of bigeye tuna counted divided by the total number of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna counted, multiplied by 100.

3.2. Simulation

3.2.1. Port-sampling data

This section provides a description of aspects of the port-sampling data specific to the simulation; a general description of port-sampling data was provided in Section 2.1.2. Port-sampling data from 2000-2008 were used in the simulation. For the surface fishery (pole-and-line and purse-seine), within each combination of 13 areas and 12 months, there were seven possible surface fishing methods that were used to further stratify the data: pole and line, floating-object sets by 1) small and 2) large purse seiners, unassociated sets by 1) small and 2) large purse seiners, and dolphin sets by 1) small and 2) large purse seiners. A small purse seiner had a fish-carrying capacity of 363 t or less; a large purse seiner had a fish-carrying capacity of greater than 363 t.

In order to evaluate the variance and bias of the estimation procedures for total catch, it was necessary to treat all well samples as if they came from the same type of unloading procedure. There were two types of unloading procedures, the most common of which was to unload the fish without express consideration for species or size. The other was to sort the fish during unloading by weight and species. The sorted unloadings were therefore sampled for length, but not for species composition. For each species, a sample of lengths was obtained for each weight category in the sorted unloading; weight categories were established at the time of unloading by the vessel crew or cannery staff. To approximate an unsorted well sample for a particular species, the length samples were combined across weight categories, using information on the well tonnage of each weight category. All well sample data were then further

processed to obtain an estimate of the fraction, in numbers, that belong to each of the three tuna species, of the average weights of each species, and of the standard deviations of the estimated average weights. Some strata were found to have catches, but no samples. In these cases, the samples from a nearby stratum with samples were selected to represent the unsampled strata.

4. METHODS OF ANALYSIS

4.1. Descriptive analysis

4.1.1. Comparison of tuna catch in sampled and unsampled sets

The purpose of this analysis was to compare the amount of tuna catch from sampled sets to that from unsampled sets. The numbers of sampled sets in this data set was about 5-11%, annually (Table 1). Sets were grouped by stratum (combinations of sampling area and month) within each year and type of purse-seine set.

The difference in tuna catch between sampled sets and unsampled sets was tested with a randomization test (Manly 2007), applied separately to the data for each purse-seine set type and year, for a total of 24 tests (three set types by eight years). The null hypothesis of the randomization test was that the label of the set (sampled *versus* unsampled; see Section 2.1.1) makes no difference to the amount of tuna catch. To perform the randomization test, the label (sampled, unsampled) was randomized among sets within each stratum. Only strata with at least 10 sampled sets and 10 unsampled sets were included in this analysis (*i.e.*, tests were based on fewer sets than are shown in Table 1). Two test statistics were computed: 1) the sum over strata of the within-stratum difference in mean tuna catch, and 2) the sum over strata of the within-stratum difference in mean $\log(\text{tuna catch})$. A total of 9,999 randomizations was done for each year and set type. The randomization test p -value for a two-tailed test is the proportion of test statistics (including that of the real data) that were as large or larger in absolute value as the real-data statistic value.

The p -values from these tests were combined for a global test across years within a set type, using the truncated product method (TPM) of Zaykin *et al.* (2002; $\tau = 0.05$). The TPM procedure is intermediate between no correction for multiple comparisons and the Bonferroni method of correction (Rice 1988) for multiple comparisons. In this case, the global hypothesis is that there is no difference in the tuna catch between sampled and unsampled sets.

4.1.2. Comparison of the occurrence of bigeye tuna in sampled and unsampled floating-object sets

The purpose of this analysis was to compare the occurrence of bigeye tuna in the catch between sampled and unsampled floating-object sets. For the analysis, catches were grouped by stratum (combinations of sampling area and month) within each year. Two characteristics of the catch of bigeye tuna were considered: the percentage of bigeye tuna in the catch, and the presence/absence of bigeye tuna in the catch (presence was defined as any set catching a non-zero amount of bigeye tuna). In both cases, the tuna species identification used was that recorded by the observer at sea. The percentage of bigeye tuna in the catch was computed as the weight of bigeye tuna divided by the tuna catch, multiplied by 100.

Differences in the occurrence of bigeye tuna in the catch between sampled sets and unsampled sets were tested with a randomization test, applied separately to the data for each year. Only strata with at least 10 sampled sets and 10 unsampled sets were included in this analysis. Three test statistics were computed: 1) the sum over strata of the within-stratum differences in the mean percent bigeye tuna catch, 2) the sum over strata of the within-stratum differences in the median percent bigeye tuna catch, and 3) the sum over strata of the within-stratum differences in the proportions of sets that caught bigeye tuna. A total of 9,999 randomizations was done for each test. p -values for these individual tests were combined in order to estimate a p -value for the overall hypothesis of no difference between sampled and unsampled sets, using the TPM.

4.1.3. Comparison of within-well versus among-well variability in average length and average weight

The purpose of this analysis was to evaluate the relative magnitudes of within-well and among-well variability in average length and average weight. Because true replicate samples were not collected as part of the port-sampling program, ‘replicates’ were instead created separately for each well sample by resampling of lengths from that sample. Resampling of lengths was done with replacement, to the number of fish measured in each sample, based on the empirical probability distribution function of the data. Three ‘replicates’ were generated in this manner for each well sample. For these resamples to be considered representative, it must be assumed that the original sample of lengths adequately characterized the true, but unknown, length distribution of the fish in the well (*i.e.*, that the original sample was approximately a random sample of fish in the well).

To provide a description of the differences in variability among resamples *versus* among wells, a mixed-effects linear model (Pinheiro and Bates 2004) was fitted separately to the data for each year and purse-seine set type. The model had the following form:

$$y_{ijk} = \alpha_i + b_j + \varepsilon_{ijk},$$

where y_{ijk} is the average length from ‘replicate’ k of well j in stratum i , α is the stratum effect (fixed effect), b is the well effect (random effect), ε is the error, and $i = 1, \dots$, number of strata, $j = 1, \dots$, number of wells, and $k = 1, \dots, 4$ (original well sample, plus three resamples). It was assumed that $b_j \sim N(0, \sigma_b^2)$ and $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$. Thus, b_j is a random variable that represents the deviation of the j^{th} well from the stratum mean, and ε_{ijk} represents variability among the four ‘replicates’ of well j in stratum i . Estimates of the approximate 95% confidence intervals for σ_b and σ , which are based on a log-normal distribution, were obtained from fitting the above model to the data. A comparison of these confidence interval bounds provides a measure of the differences in variability among resamples compared to that among wells.

4.1.4. Comparison of within-well versus among-well variability in the percentage of bigeye tuna in floating-object sets

The purpose of this analysis was to evaluate the relative magnitudes of within-well and among-well variability in percentage of bigeye tuna in the species composition counts for floating-object sets. As with the analysis of length (Section 3.1.3), ‘replicates’ were created separately for each well sample by resampling individual fish (*i.e.*, the species identification), with replacement, to the number of fish counted in each sample, based on the empirical probability distribution function of the data. Three ‘replicates’ were generated in this manner per well sample. As with average length, it is assumed that the original sample was approximately a random sample of fish in the well.

To provide a description of differences in variability among resamples *versus* among wells, a two-step process was used. The first step was to fit a fixed-effects logistic regression model (McCullagh and Nelder 1989) to the species count data (number of bigeye tuna, number of other species) to model the stratum effect (*i.e.*, success = fish was a bigeye tuna, failure = fish was another species; total counts assumed known). Deviance residuals were then computed from this fitted model, and a linear mixed-effects model of the following form fitted to the deviance residuals:

$$d_{jk} = \mu + b_j + \varepsilon_{jk},$$

where d_{jk} is the deviance residual for well sample j and ‘replicate’ k , μ is the overall mean (fixed effect), b is the well effect (random effect), ε is the error, and $j = 1, \dots$, number of wells, and $k = 1, \dots, 4$ (original well sample, plus three ‘replicates’). It was assumed that $b_j \sim N(0, \sigma_b^2)$ and $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$ (but see Results and Discussion below). A comparison of the approximate 95% confidence interval bounds for σ_b and σ provides a measure of the differences in variability among resamples compared to that among wells.

4.2. Simulation

The purpose of the simulation was to evaluate the relative magnitudes of the bias and variance of the procedure used to estimate the total retained catch of bigeye tuna. The simulation was based on generating 1,000 data sets for each year by resampling from the original data. By year within each stratum (combination of area, month and fishing method), wells were selected at random and with replacement, to the number of sampled wells in the stratum. The species fractions and the average species weights associated with each well in this resample collection were then generated from the original data of each well based on the following assumptions: 1) the species fractions for each original sample can be treated as resulting from a trinomial distribution with parameters as estimated from the original data, and 2) the average weights for each original sample can be treated as resulting from independent normal distributions with means and standard deviations as estimated from the original data. For the unloadings that were sorted prior to sample collection (see Section 2.2.1), the number of fish counted during the unloading of the well was assumed to be 300, and the above resampling procedure was followed. After applying the resampling procedure to all strata with catch, a new estimate of the total catch was made for the year using the methods of Tomlinson (2002), and the whole procedure was repeated 1,000 times.

The 1,000 resample estimates of total bigeye tuna catch were used to estimate the resample bias and resample standard deviation for each year. The simulation estimate of bias was computed as the estimate of total catch less the average of the resample estimates. The simulation estimate of variance was computed from the sum of squared differences between each of the resample estimates and the average of the resample estimates.

5. RESULTS AND DISCUSSION

5.1. Descriptive analysis

5.1.1. Comparison of tuna catch in sampled and unsampled sets

The tuna catch in sampled sets tended to be greater, on average, than that of unsampled sets in many areas in most years (Figure 1). With the exception of dolphin sets and unassociated sets in 2004, all randomization test p -values based on test statistic (1) were less than or equal to 0.01. The same was true of test statistic (2), with exception of the test for dolphin sets in 2007, which had a p -value of 0.02. Annually, the number of strata (sampling area and month combinations) used in these tests ranged from 10 to 27 for dolphin sets, 4 to 17 for unassociated sets, and 7 to 33 for floating-object sets, depending on the year. TPM estimates of the p -value associated with a global hypothesis of no difference between sampled and unsampled sets (across years within a set type) were all less than 0.01.

The differences in the tuna catch amounts of sampled and unsampled sets are likely due to the fact that wells were sampled by the port-sampling program only if all catches in the well were from the same area-time stratum. A well filled with the catch from one single set would obviously meet the criteria. In addition, if a well is filled with the catches from just a few sets with large catches, it is likely that the catches came from the same area-time stratum. The smaller the catch amounts loaded into a well, the more likely it is that the well will contain catches from different strata. The above results are consistent with results of analyses of port-sampling data from other oceans (Lawson 2008). Future work could consider comparisons within particular areas, and should explore any differences among vessels.

5.1.2. Comparison of the occurrence of bigeye tuna in sampled and unsampled floating-object sets

The percentage of bigeye tuna in the catch and the proportion of sets with bigeye tuna from sampled floating-object sets was greater than that in unsampled floating-object sets in some areas in some years (Figure 2), but the results were not consistent across years nor across test statistics (Table 2). Significant differences were mostly positive, indicating a greater percentage of bigeye tuna (greater proportion of sets with bigeye tuna) in sampled sets than in unsampled sets. However, on average, the magnitude of differences in the percentage of bigeye (and proportion of sets with bigeye) between sampled and

unsampled sets was small (Figure 2, Table 2). Although more analysis is needed, the differences in results between the first and second test statistics is presently attributed to the skewness of the data; a large percentage of sets catch no bigeye tuna, but in some sets the catch can be quite large. The results were similar to analyses limited to the main areas in which bigeye tuna catch occurs (sampling areas 7, 9, 11 and 12 (Suter 2008), or equivalently, stock assessment areas 2 and 3 (Aires-da-Silva and Maunder, this report)). The results from additional analyses of sets with non-zero catches of bigeye tuna also yielded conflicting results, with positive significant differences in two of three years and a negative significant difference in the other year. The TPM p -value for the overall hypothesis of no difference between sampled and unsampled sets was less than 0.05 for the test statistic based on median differences and that of the proportion of sets with bigeye tuna (Table 2).

Other analyses of bigeye tuna catches (Harley *et al.* 2004, Harley and Suter 2007; Lennert-Cody *et al.* 2008) have shown that fishing behavior of individual vessels may be an important consideration with regard to bigeye tuna catches. Therefore, future work will update the above analyses, taking into account individual vessels, and will explore the use of other test statistics that may be more powerful, given the variability in the data. In addition, to address concerns about identification of bigeye tuna (Suter, J.M., pers. comm.), future work will include a comparison of observer estimates of tuna species composition of the catch to estimates based on the port-sampling data of single-set wells.

5.1.3. Comparison of within-well versus among-well variability in average length and average weight

Variability in average length among resamples was generally found to be much less than that among wells (Figure 3). This result was consistent across years and across the tuna species and purse-seine set types considered (Table 3). Similar results were obtained when using average weights, and are therefore not shown.

Diagnostic plots of model fit suggested that among-well variability may differ in some cases by stratum. Future work will fit a model that allows σ_b^2 to differ among strata. An analysis of well samples with smaller sample sizes (*i.e.*, fewer than 40 measured fish), as well as samples from sorted unloadings, may be considered.

The above results suggest that variability in average length among wells is likely to be less than variability within wells, consistent with previous work (Hennemuth 1957; Tomlinson 2002). However, previous studies (Wild 1994) also found that the unloading of fish was not random with respect to size. Preliminary comparisons suggest that even with possible unloader-imposed selectivity, within-well variability is likely less than among-well variability. Nonetheless, further studies are needed to thoroughly investigate the issue of unloader-imposed size selectivity.

5.1.4. Comparison of within-well versus among-well variability in the percentage of bigeye tuna in floating-object sets

As with average length and average weight, the variability among wells in the percent bigeye tuna exceeded that among resamples (Figure 4). Across years, estimates of the among-well standard deviation were consistently greater than those of among-well replicates (Table 4). Thus, given that bigeye tuna was detected in the counts, the variability within resamples was found to be much less than the variability among wells.

Diagnostic plots suggested that the deviance residuals were short-tailed compared to a normal distribution, and their non-Gaussian behavior is not surprising (McCullagh and Nelder 1989). Future work will improve the model fitted to the data by implementing a logistic mixed-effects model that allows σ_b^2 to differ among strata. In addition, future work will attempt to go beyond this type of conditional study, using a simulation to estimate the minimum amount of bigeye tuna that is likely to be detectable under the current sampling design when detection probabilities are less than one (*cf.* MacKenzie *et al.* 2002).

If it is assumed that the well samples collected were relatively representative of the catch within each well, the above results and those of Section 4.1.3 suggest that with a fixed budget of time of sampling personnel, emphasis should be given to sampling more wells, rather than increasing the sampling within wells. This conclusion is in agreement with previous studies (Hennemuth 1957; Wild 1994).

5.1.5. Simulation

The simulation results indicate that the estimation procedure for total catch has a slight bias because, in eight of the nine years, the sign of the difference between the actual estimate of total catch and the average of the resample estimates was the same (Table 5). An example of the simulation results for one year is shown in Figure 5. As shown in Table 5, the average bias across years is 237 as compared to the average standard deviation of 3,397. Thus, the simulation estimate of bias is very small relative to the simulation estimate of the standard deviation.

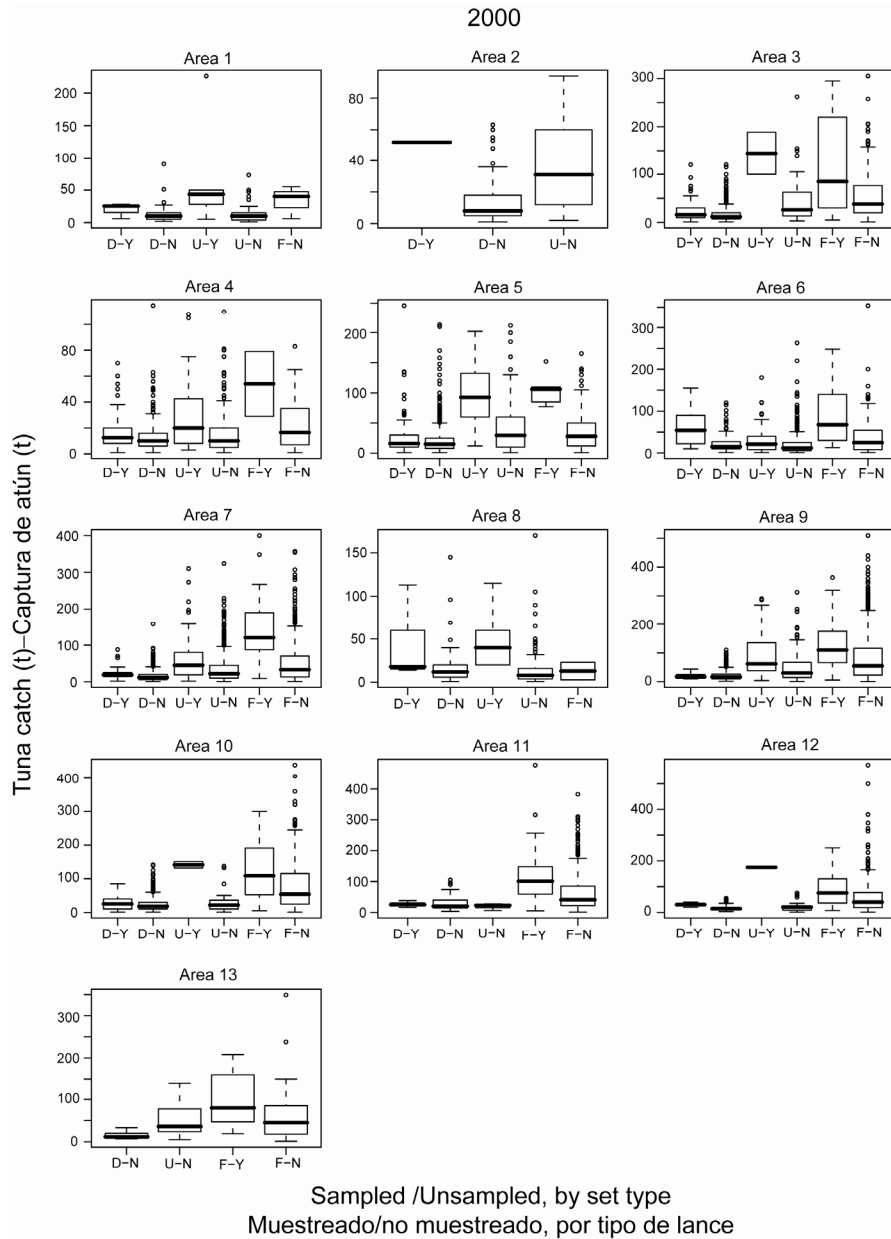


FIGURE 1. Box-and-whisker plots of tuna catch in ‘sampled’ and ‘unsampled’ sets, by set type, for each area of years 2000 and 2005. The sum of retained catches of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna is shown on the y-axis (note that y-axis ranges differ by panel). Box labels on the x-axis are as follows: D-Y: dolphin set, sampled; D-N: dolphin set, unsampled; U-Y: unassociated set, sampled; U-N: unassociated set, unsampled; F-Y: floating object set, sampled; F-N: floating object set, unsampled. Data within each area have been pooled over months; each panel corresponds to a different sampling area.

FIGURA 1. Diagramas de caja y bigote (*box-and-whisker*) de la captura de atún en lances ‘muestreados’ y ‘no muestreados’, por tipo de lance, para cada área de los años 2000 y 2005. El eje y representa la suma de las capturas retenidas de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo (nótese que los rangos del eje y en cada recuadro son diferentes). Las etiquetas de las cajas en el eje x son las siguientes: D-Y: lance sobre delfines, muestreado; D-N: lance sobre delfines, no muestreado; U-Y: lance no asociado, muestreado; U-N: lance no asociado, no muestreado; F-Y: lance sobre objeto flotante, muestreado; F-N: lance sobre objeto flotante, no muestreado. Los datos dentro de cada área han sido agrupados sobre meses; cada recuadro corresponde a un área de muestreo diferente.

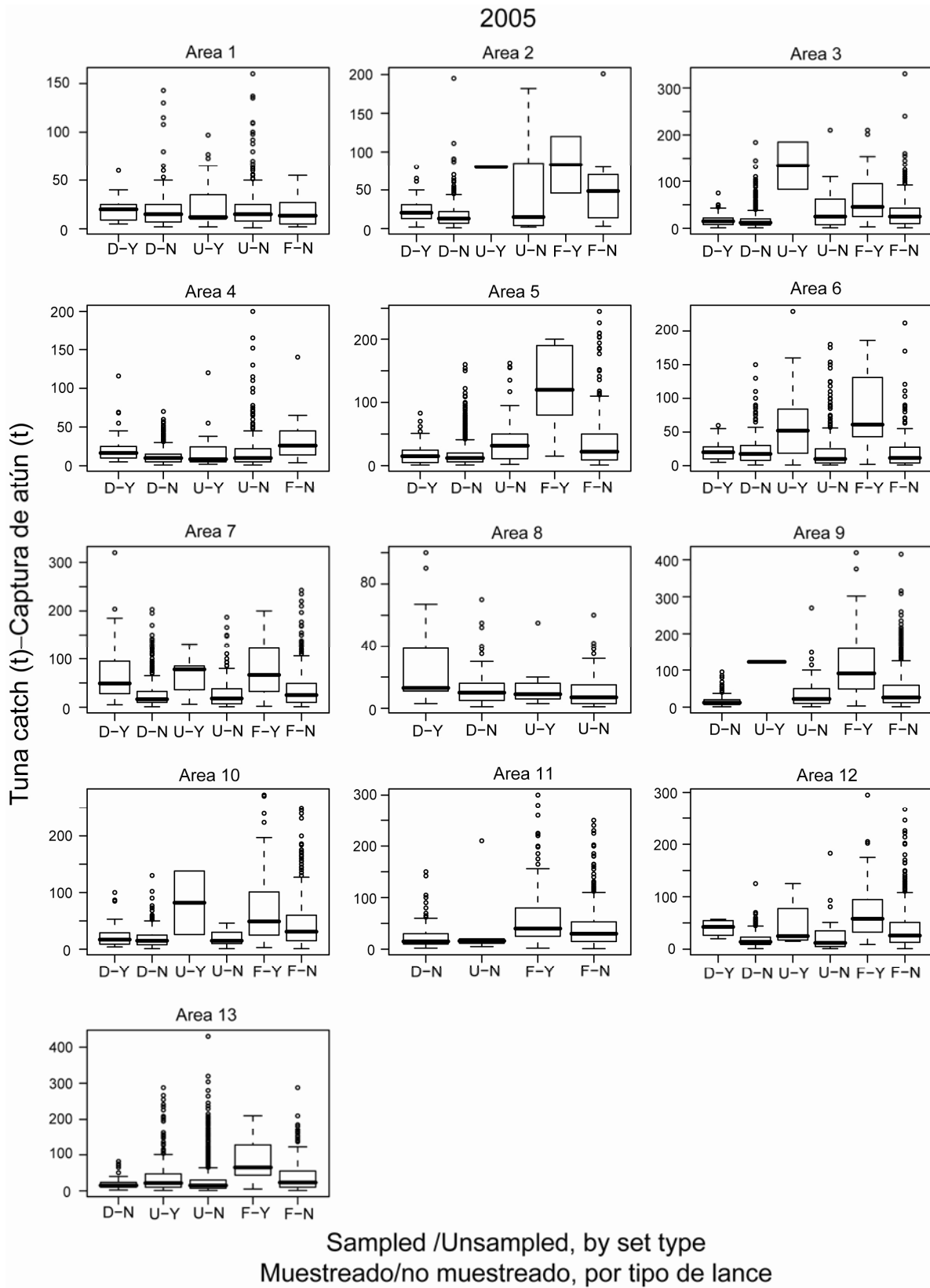


FIGURE 1. (continued)
FIGURA 1. (continuación)

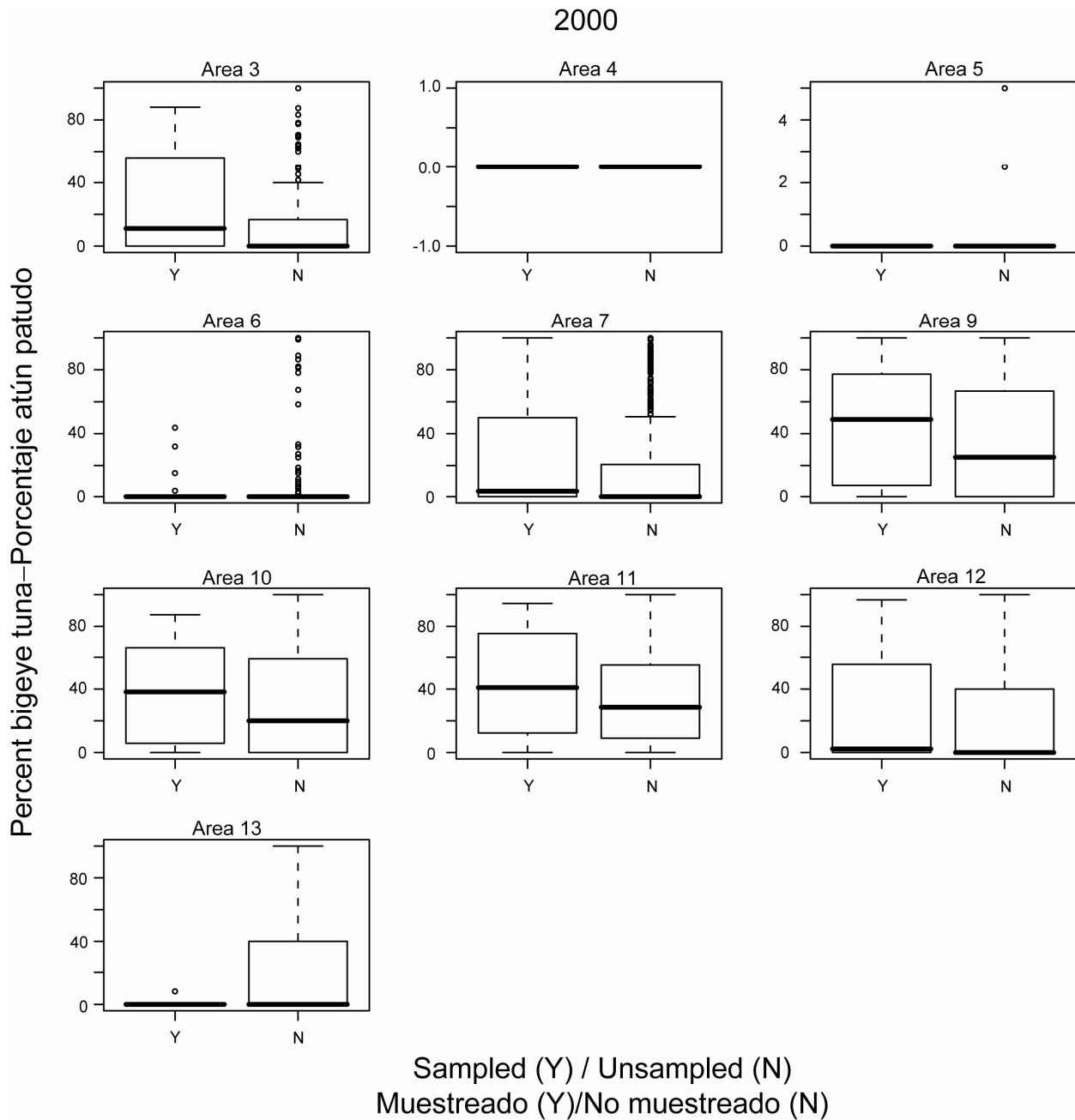


FIGURE 2. Box-and-whisker plots of the percentage of bigeye tuna in the catch of ‘sampled’ and ‘unsampled’ sets, for each area of the years 2000 and 2005. The amount of bigeye tuna divided by the sum of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna is shown on the y-axis (note that y-axis ranges differ by panel). Data within each area have been pooled over months; each panel corresponds to a different sampling area.

FIGURA 2. Diagramas de caja y bigote (*box-and-whisker*) del porcentaje de atún patudo en la captura de lances ‘muestreados’ y ‘no muestreados’, para cada área de los años 2000 y 2005. El eje y representa la cantidad de atún patudo dividida por la suma de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo (nótese que los rangos del eje y en cada recuadro son diferentes). Los datos dentro de cada área han sido agrupados sobre meses; cada recuadro corresponde a un área de muestreo diferente.

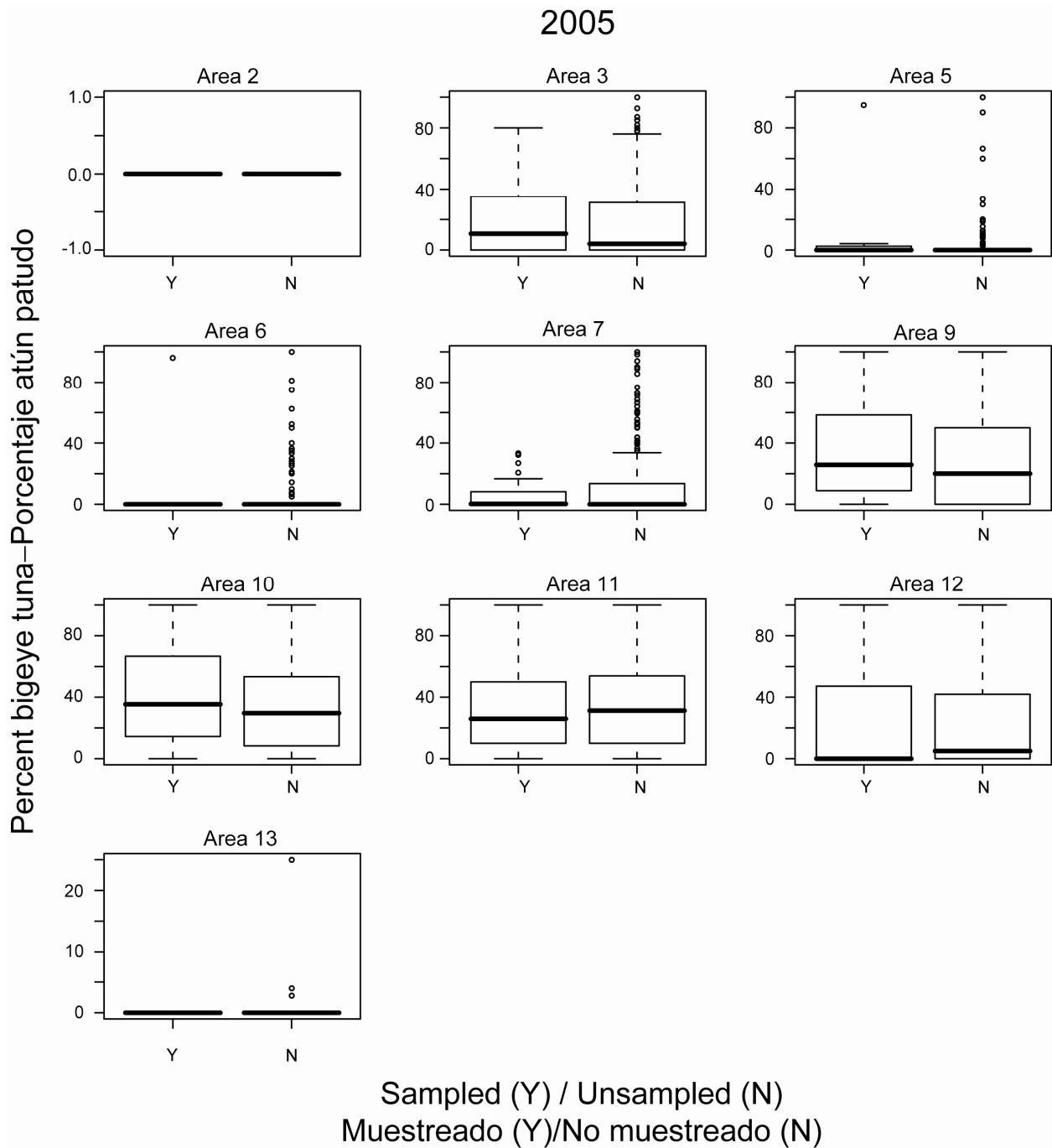


FIGURE 2. (continued)
FIGURA 2. (continuación)

2000
 Yellowfin tuna caught in dolphin sets
 Atún aleta amarilla capturado en lances sobre delfines

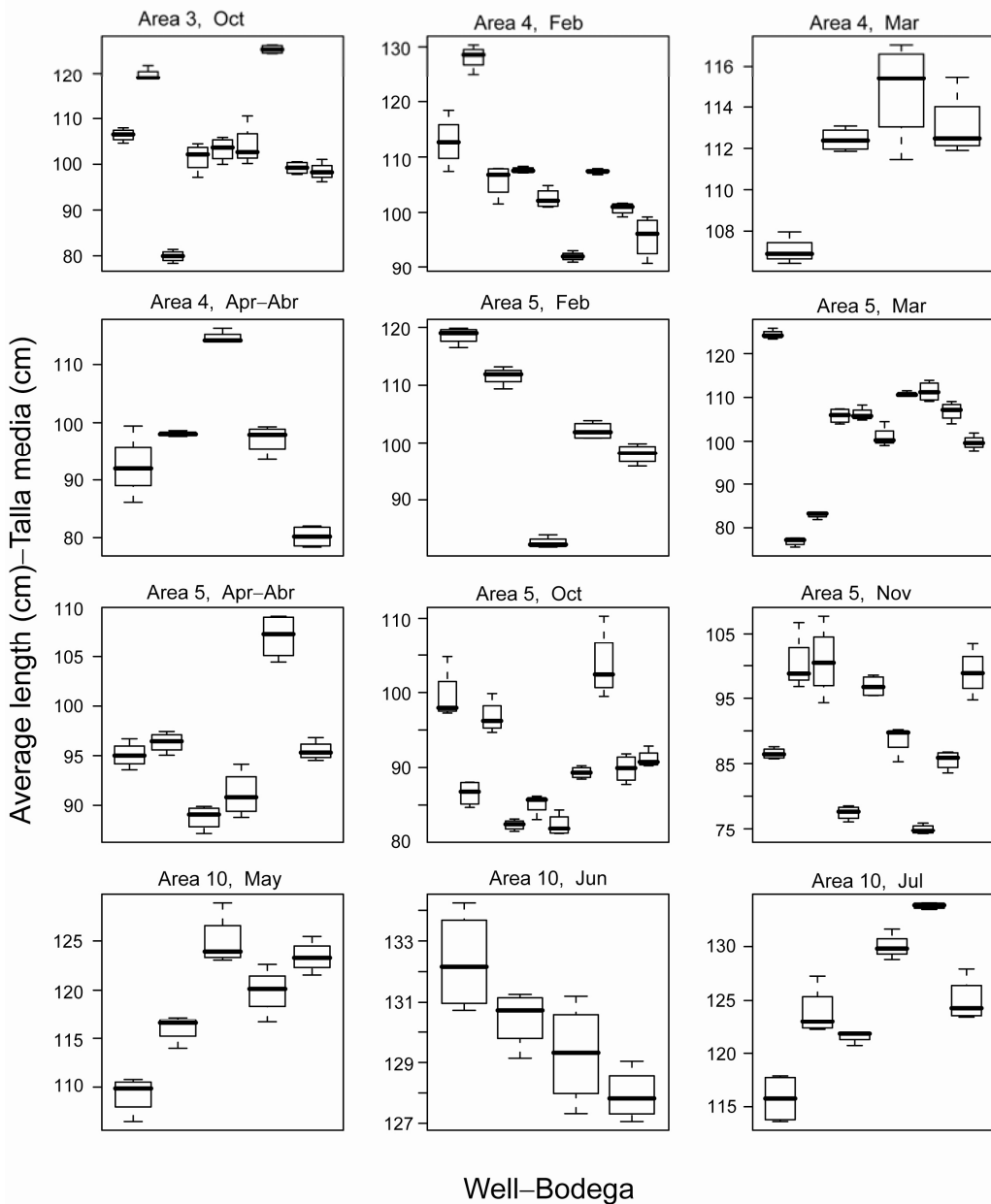


FIGURE 3. Box-and-whisker plots of average length (y-axis) by well (x-axis), for 12 strata (one stratum per panel), for yellowfin tuna in dolphin sets, yellowfin tuna in unassociated sets, and bigeye tuna in floating-object sets, for 2000. Variability among resamples from each well is shown by each individual box-whisker plot. The spread of the individual box-whisker plots along the y-axis represents the variability among wells.

FIGURA 3. Diagramas de caja y bigote (*box-and-whisker*) de la talla media (eje y) por bodega (eje x), correspondientes a 12 estratos (un estrato por recuadro) de atún aleta amarilla en lances sobre delfines, atún aleta amarilla en lances no asociados, y atún patudo en lances sobre objetos flotantes, para 2000. Cada gráfico individual indica la variabilidad entre las remuestras de cada bodega. El ancho de las casillas individuales en el eje y representa la variabilidad entre bodegas.

2000
Yellowfin tuna caught in unassociated sets
Atún aleta amarilla capturado en lances no asociados

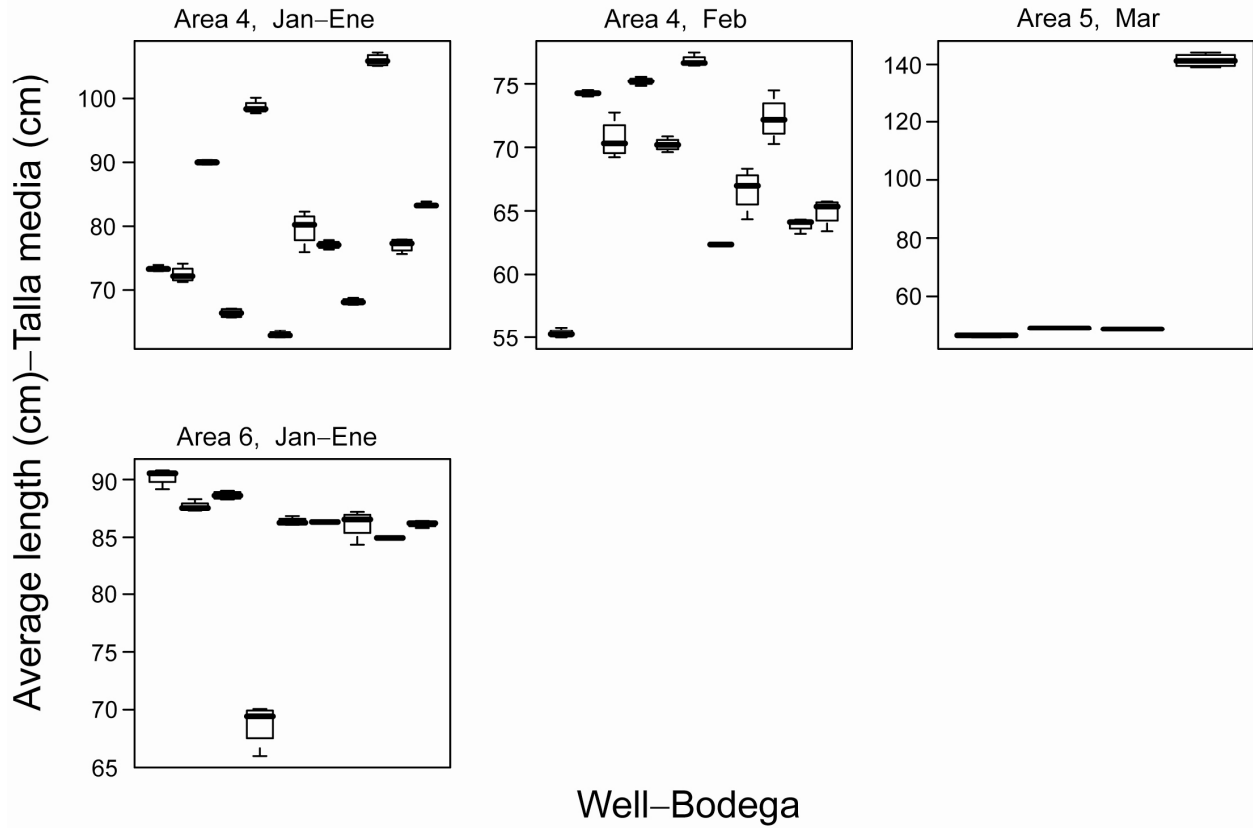


FIGURE 3. (continued)
FIGURA 3. (continuación)

2000
 Bigeye tuna caught in floating-object sets
 Atún patudo capturado en lances sobre objetos flotantes

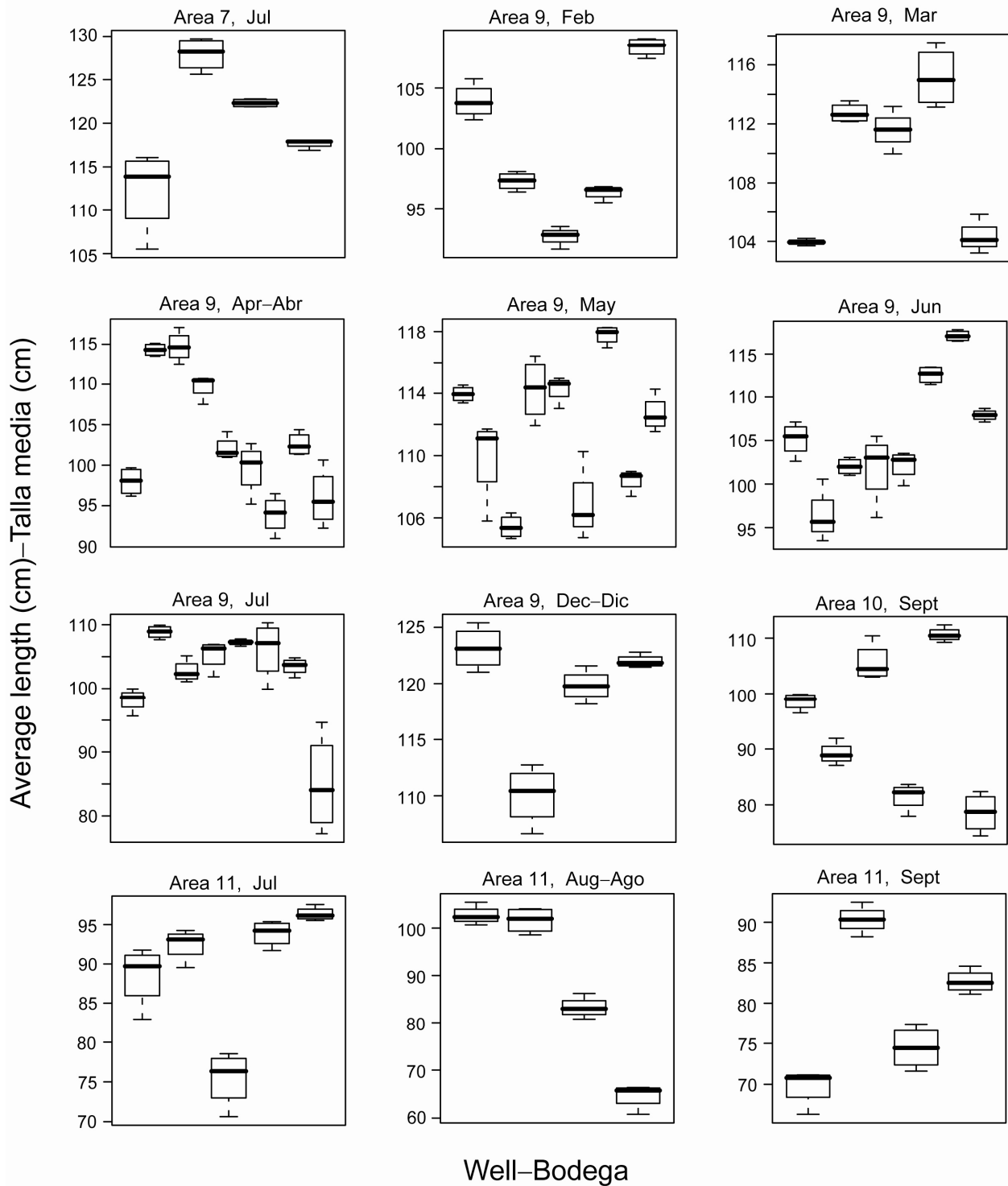


FIGURE 3. (continued)
FIGURA 3. (continuación)

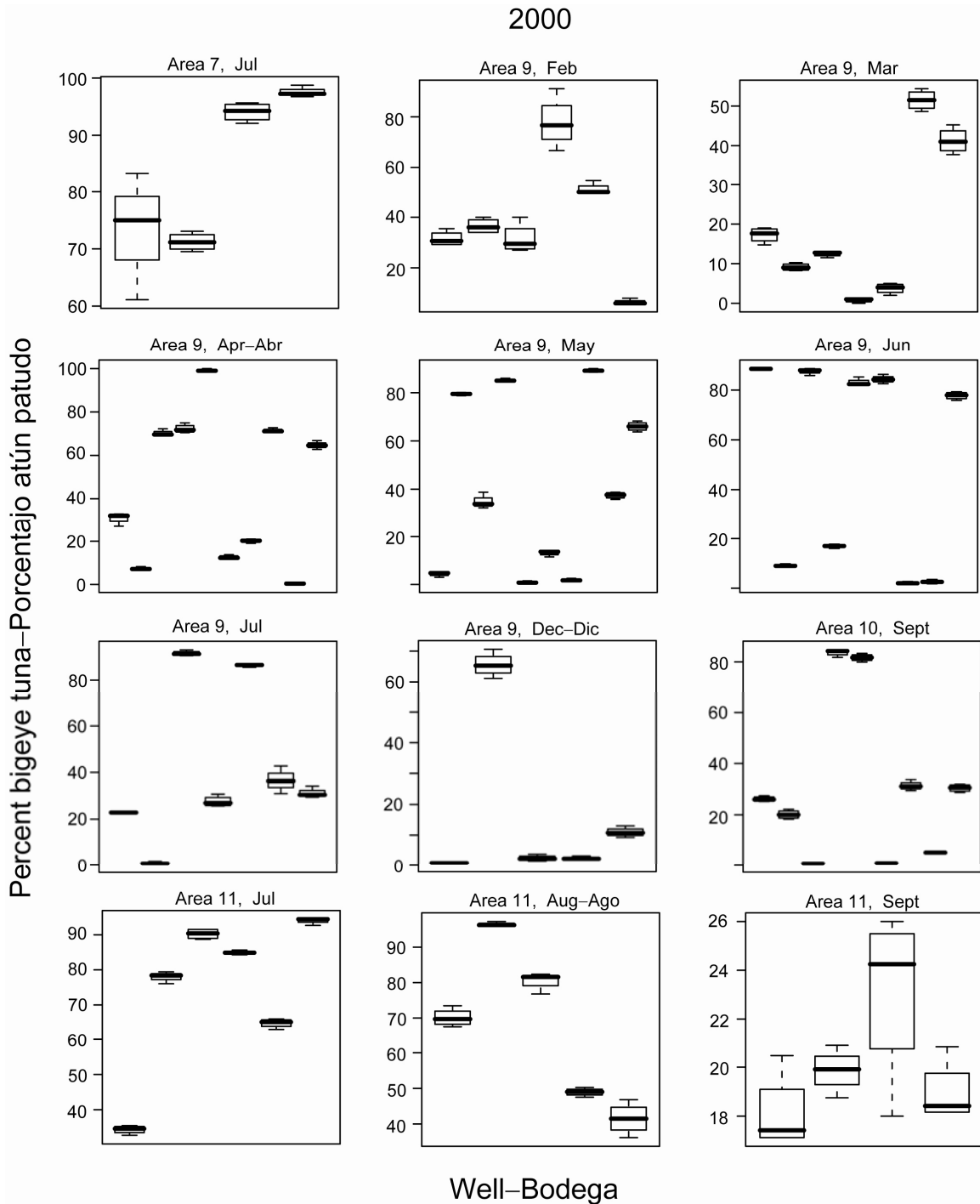


FIGURE 4. Box-and-whisker plots of the percentage of bigeye tuna in the sample (y-axis) by well (x-axis), for 12 strata (one stratum per panel), for floating-object sets in 2000. Variability among resamples from each well is shown by each individual box-whisker plot. The spread of the individual box-whisker plots along the y-axis represents the variability among wells.

FIGURA 4. Gráficos de casilla y bigote (*box-and-whisker*) del porcentaje de atún patudo en la muestra (eje y) por bodega (eje x), correspondientes a 12 estratos (un estrato por recuadro), para lances sobre objetos flotantes en 2000. Cada gráfico individual indica la variabilidad entre las remuestras de cada bodega. El ancho de las casillas individuales en el eje y representa la variabilidad entre bodegas.

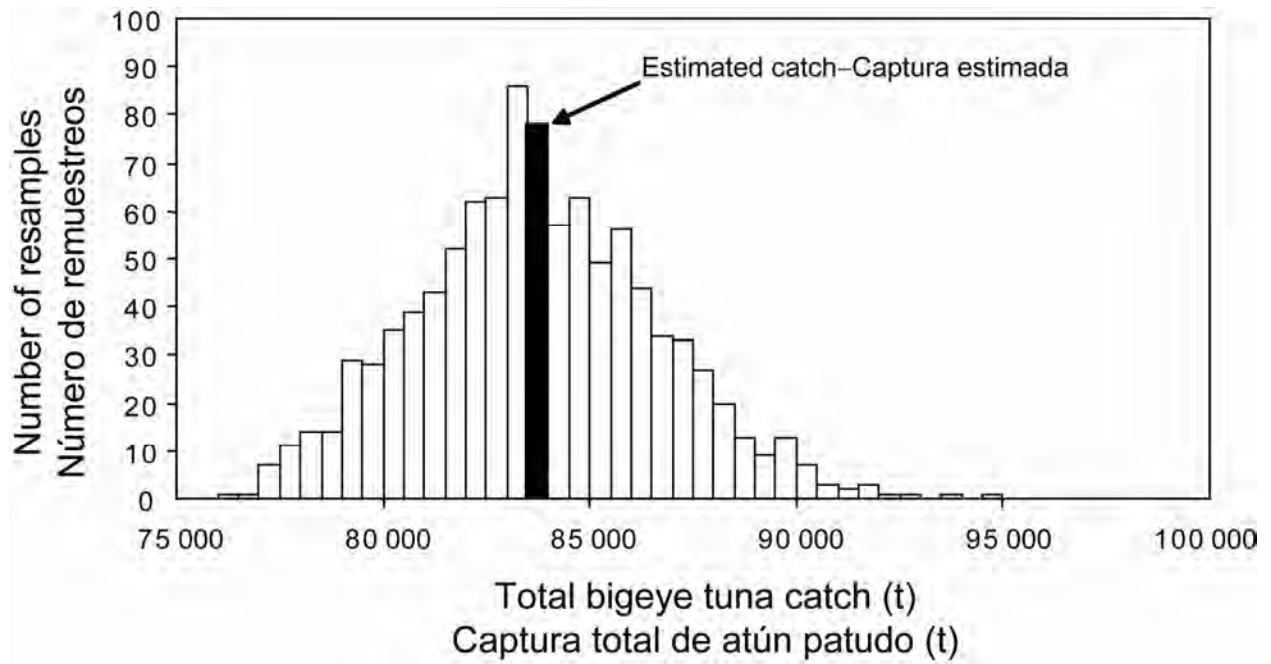


FIGURE 5. Simulation results (1000 resample estimates) for 2006.

FIGURA 5. Resultados de la simulación (1000 estimaciones de remuestro) para 2006.

TABLE 1. Number of sets associated with sampled wells ('Sampled') and sets not associated with sampled wells ('Unsampled') that were available for comparison of tuna catch, 2000-2007. Data are pooled across set types, areas and months, within each year.

TABLA 1. Número de lances asociados con bodegas muestreadas ('Muestreadas') y no asociados con bodegas muestreadas ('No muestreadas') que estuvieron disponibles para la comparación de la captura de atún, 2000-2007. Se combinan los datos a través de tipo de lance, areas y meses, dentro de cada año.

	Sampled	Unsampled	Total	%
	Muestreadas	No muestreadas		
2000	1,180	11,426	12606	0.094
2001	1,422	11,980	13402	0.106
2002	1,406	14,408	15814	0.089
2003	1,294	16,071	17365	0.075
2004	790	14,781	15571	0.051
2005	1,342	16,099	17441	0.077
2006	1,743	15,385	17128	0.102
2007	1,310	13,219	14529	0.090

TABLE 2. Test statistics, randomization test p -values, and average annual differences between sampled and unsampled sets, for the occurrence of bigeye tuna in the catch. The average difference is the sum of stratum differences divided by the number of strata. TPM is the truncated product method estimate of the global p -value (see text for explanation).

TABLA 2. Estadísticas de prueba, valores p de la prueba de aleatorización, y diferencias anuales medias entre los lances muestreados y no muestreados, para la frecuencia de atún patudo en la captura. La diferencia media es la suma de las diferencias en cada estrato dividida por el número de estratos. TPM es la estimación del método de producto truncado del valor p global (ver explicación en el texto).

Número de estratos	Sum of differences in stratum means; p -value		Average difference (%)		Sum of differences in stratum medians; p -value		Average difference (%)		Sum of differences in stratum proportions; p -value		Average difference (proportion)	
	Suma de diferencias en promedios de estrato; valor p	Diferencia media (%)	Suma de diferencias en medianas de estrato; valor p	Diferencia media (%)	Suma de diferencias en medianas de estrato; valor p	Diferencia media (%)	Suma de diferencias en proporción de estrato; valor p	Diferencia media (%)	Suma de diferencias en proporción de estrato; valor p	Diferencia media (proporción)		
2000	52; 0.04	6.5	88; 0.03	11.0	0.58; 0.07	0.07						
2001	-15; 0.72	-0.5	26; 0.76	0.9	0.69; 0.23	0.02						
2002	87; 0.01	3.5	179; <0.01	7.2	0.80; 0.10	0.03						
2003	30; 0.22	1.4	35; 0.24	1.7	1.36; <0.01	0.06						
2004	36; 0.03	5.1	31; 0.18	4.4	0.34; 0.09	0.05						
2005	-0.2; 0.99	-0.01	-11; 0.76	0.7	0.48; 0.16	0.03						
2006	23; 0.56	0.7	136; 0.02	4.1	1.44; <0.01	0.04						
2007	-4; 0.92	-0.2	74; 0.28	3.0	1.04; 0.02	0.04						
TPM p -value												
Valor p de TPM		0.13	0.04	0.01								

TABLE 3. Approximate 95% confidence intervals for σ_b and σ from the mixed-effect models fitted to the average length of yellowfin tuna from well samples containing dolphin sets and unassociated sets, and of bigeye tuna from well samples containing floating-object sets, by year.

TABLA 3. Intervalos de confianza de 95% aproximados de σ_b y σ de los modelos de efecto mixto ajustados a la talla media de atún aleta amarilla de muestras de bodega que contienen lances sobre delfines y lances no asociados, y de atún patudo de muestras de bodega que contienen lances sobre objetos flotantes, por año.

	Yellowfin Dolphin Aleta amarilla Delfín	Yellowfin Unassociated Aleta amarilla No asociado	Bigeye Floating-object Patudo Objeto flotante
2000	σ_b : (8.5, 11.9) σ : (2.0, 2.3)	σ_b : (13.2, 21.6) σ : (0.9, 1.1)	σ_b : (7.5, 10.6) σ : (2.0, 2.4)
2001	σ_b : (6.6, 8.9) σ : (1.6, 1.9)	σ_b : (10.2, 15.7) σ : (0.8, 1.0)	σ_b : (14.4, 19.6) σ : (2.2, 2.6)
2002	σ_b : (9.7, 13.0) σ : (1.7, 2.0)	σ_b : (12.3, 30.9) σ : (0.7, 1.2)	σ_b : (15.0, 20.3) σ : (1.9, 2.2)
2003	σ_b : (10.8, 20.2) σ : (1.5, 2.1)	σ_b : (20.3, 36.6) σ : (0.7, 0.9)	σ_b : (8.3, 11.6) σ : (1.6, 1.9)
2004	σ_b : (3.0, 10.2) σ : (2.1, 3.8)	σ_b : (13.3, 24.0) σ : (1.3, 1.9)	σ_b : (8.2, 13.0) σ : (1.7, 2.2)
2005	σ_b : (7.9, 11.2) σ : (2.0, 2.4)	σ_b : (9.7, 15.2) σ : (0.7, 0.9)	σ_b : (12.4, 16.5) σ : (1.8, 2.1)
2006	σ_b : (13.1, 20.4) σ : (1.9, 2.4)	σ_b : (6.9, 10.9) σ : (1.2, 1.5)	σ_b : (8.8, 10.8) σ : (1.7, 1.9)
2007	σ_b : (7.6, 12.2) σ : (1.9, 2.4)	σ_b : (3.4, 6.2) σ : (0.8, 1.1)	σ_b : (9.8, 12.5) σ : (1.4, 1.6)

TABLE 4. Approximate 95% confidence intervals for σ_b and σ from the mixed-effect models fitted to the deviance residuals from the logistic regression model for the counts of bigeye tuna from wells samples containing floating-object sets, by year.

TABLA 4. Intervalos de confianza de 95% aproximados de σ_b y σ de los modelos de efecto mixto ajustados a los residuales de la desviación del modelo de regresión logística para los conteos de atún patudo de muestras de bodega que contienen lances sobre objetos flotantes, por año.

	σ_b	σ
2000	(11.6, 15.2)	(0.71, 0.82)
2001	(9.9, 12.5)	(0.74, 0.84)
2002	(9.7, 12.5)	(0.70, 0.80)
2003	(9.1, 12.0)	(0.73, 0.86)
2004	(9.2, 13.3)	(0.68, 0.84)
2005	(9.4, 11.9)	(0.74, 0.84)
2006	(9.1, 10.8)	(0.78, 0.87)
2007	(12.1, 15.0)	(0.75, 0.85)

TABLE 5. Estimated metric tons of bigeye tuna retained by surface fleet, by year, and comparison to simulation results. Bias = estimated catch – resample average. CV = coefficient of variation = resample standard deviation divided by resample average.

TABLA 5. Tonelaje estimado de atún patudo retenido por la flota de superficie, por año, y comparación con los resultados de la simulación. Sesgo = captura estimada – promedio de la remuestra. CV = coeficiente de variación = desviación estándar de la remuestra dividida por el promedio de la remuestra.

	Actual estimate	Resample average	Resample standard deviation	Bias	CV
	Estimación real	Promedio de remuestra	Desviación estándar de remuestra	Sesgo	CV
2000	94642	94311	5148	330	0.054
2001	60856	60547	3465	309	0.057
2002	57438	57378	2814	60	0.049
2003	54174	53691	3300	484	0.061
2004	67545	68273	4368	-728	0.065
2005	69835	69615	2688	220	0.038
2006	83729	83212	2917	516	0.035
2007	63072	62648	2598	424	0.041
2008	75654	75135	3273	518	0.043

EVALUACIÓN DE ASPECTOS DEL DISEÑO ACTUAL DEL MUESTREO EN PUERTO DE LA CIAT Y LOS PROCEDIMIENTOS DE ESTIMACIÓN DE LAS CAPTURAS DE ATUNES POR BUQUES DE CERCO Y DE CAÑA

Cleridy E. Lennert-Cody y Patrick K. Tomlinson

ÍNDICE

1. Resumen.....	300
2. Introducción	300
3. Datos	301
4. Métodos de análisis	303
5. Resultados y discusión	306
Figuras	287
Tablas.....	296
Referencias.....	308

1. RESUMEN

El programa de muestreo en puerto de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) muestrea las capturas de las pesquerías de cerco y de caña del Océano Pacífico oriental. Se investigó el grado al cual los datos obtenidos con el diseño de muestreo actual representan capturas típicas de la pesquería, y la magnitud relativa del sesgo y la varianza de los procedimientos de estimación usados para estimar la captura total, con técnicas de análisis de datos descriptivos y simulaciones. Los análisis y las simulaciones se basaron en datos tomados desde 2000, el año en el cual la CIAT comenzó a usar el diseño actual de muestreo en puerto. Como resultado de los criterios de muestreo que determinan las bodegas del buque por muestrear, las capturas de lances de cerco que fueron cargadas en bodegas muestreadas posteriormente por el programa de muestreo en puerto solieron ser mayores, en promedio, que las capturas de lances que fueron cargadas en bodegas no muestreadas. Además, el porcentaje de atún patudo en las capturas de lances sobre objetos flotantes cargadas en las bodegas muestreadas fue a veces mayor que aquéllas de los lances cargadas en bodegas no muestreadas, pero los resultados no fueron fuertemente consistentes entre años ni entre estadísticas de prueba. Las diferencias significativas fueron mayormente positivas, lo cual sugiere que un mayor porcentaje de atún patudo capturado en lances sobre objetos flotantes fue cargado en bodegas muestreadas, pero las diferencias fueron pequeñas. La variabilidad entre las bodegas con respecto a la talla media de los peces de capturas cerqueras muestreadas fue mayor que aquélla de las muestras simuladas dentro de la bodega. Similarmente, la variabilidad entre bodegas con respecto al porcentaje de atún patudo en las capturas de lances sobre objetos flotantes fue mayor que aquélla de las muestras simuladas dentro de la bodega. Esto sugiere que, con un presupuesto fijo de tiempo del personal de muestreo, se debería poner énfasis en muestrear más bodegas, y no en incrementar el muestreo dentro de las bodegas. Con respecto a los procedimientos para estimar las capturas totales de las pesquerías de cerco y de caña, las simulaciones para el atún patudo indican que el sesgo promedio de la captura estimada es aproximadamente una orden de magnitud menos que la desviación estándar media.

2. INTRODUCCIÓN

Las evaluaciones de las poblaciones de atunes requieren, entre otros, estimaciones de la captura total, y de la composición por tamaño de la captura, para cada pesquería. Hay dos requisitos importantes para producir estimaciones razonables. El primero es obtener muestras representativas de la distribución por tamaño y la composición por especies de la captura. El muestreo de la captura para tallas y composición por especies durante la descarga del buque es un método de uso común en la toma de datos en las pesquerías (por ejemplo, Fonteneau 2008; Lawson 2008), y es el método usado por la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) (Suter 2008, y referencias en el mismo). Una ventaja de este

muestreo en puerto es que es práctico. Las desventajas incluyen las dificultades asociadas con obtener muestras aleatorias, debido a limitaciones logísticas, y los requisitos asociados con la estratificación (solamente se muestrean las bodegas que contienen capturas de los mismos estratos). El segundo requisito importante es que los métodos de estimación usados para computar la captura total a partir de datos de muestreo produzcan estimaciones con sesgos mínimos. Para estimar la captura total, se usan a menudo estimadores tipo razón, pero ese tipo de estimador está sesgado (por ejemplo, Cochran 1977), con el grado dependiente del tamaño de la muestra.

Varios aspectos del diseño del muestreo en puerto y los procedimientos de estimación de la CIAT han sido revisados previamente (por ejemplo, Tomlinson *et al.* 1992, y referencias en el mismo; Wild 1994; Tomlinson 2002). El trabajo de Tomlinson *et al.* (1992) y Wild (1994) se basó en datos tomados bajo un diseño de muestreo en puerto previo (antes de 2000). El trabajo de Tomlinson (2002) estaba enfocado principalmente en los procedimientos de estimación de captura total bajo el diseño de muestreo actual. El presente informe aborda el diseño del muestreo en puerto y los procedimientos de estimación usados por la CIAT desde 2000, cuando se introdujo por primera vez el diseño actual de muestreo de composición por especies y frecuencia de tallas. Se realizaron dos tipos de análisis: un análisis de la representabilidad de los datos de muestreo en puerto ('análisis descriptivo'), y una simulación para evaluar la magnitud relativa del sesgo y de la varianza de los procedimientos de estimación correspondientes a la fracción de atún patudo en la captura ('simulación'). La representabilidad de los datos de muestreo en puerto fue estudiada de dos formas. La primera fue una comparación del tonelaje de captura y la composición por especies de lances que fueron cargados en bodegas que luego fueron muestreadas por el programa de muestreo en puerto con aquéllos de lances que fueron cargados en bodegas que luego no fueron muestreadas. La segunda fue una comparación de la variabilidad real entre bodegas muestreadas con la variabilidad simulada dentro de las bodegas muestreadas con respecto a talla y composición por especies promedio. Las investigaciones de la composición por especies fueron limitadas al porcentaje de atún patudo en los lances sobre objetos flotantes debido a las preocupaciones de ordenación actuales sobre la condición de esta población (Aires-da-Silva y Maunder 2009).

3. DATOS

En el presente estudio se analizaron dos tipos de datos. Los datos de observadores fueron usados solamente en el análisis descriptivo. Los datos de muestreo en puerto fueron usados tanto en el análisis descriptivo (cerco solamente) y en la simulación (cerco y caña). En lo sucesivo, un lance cerquero sobre atunes asociados con delfines es denominado 'lance sobre delfines,' un lance cerquero sobre atunes asociados con un objeto flotante es denominado 'lance sobre objeto flotante,' y un lance cerquero sobre un cardumen de atunes no asociados es denominado 'lance no asociado.'

3.1. Análisis descriptivo

3.1.1. Datos de observadores

Los datos de observadores usados en el presente análisis fueron tomados en el mar a bordo de buques de cerco de más de 363 toneladas de capacidad de acarreo de pescado entre 2000 y 2007. Observadores de los programas de observadores de la CIAT y nacionales fueron asignados a estos buques para obtener datos sobre las operaciones de pesca, las capturas, y las capturas incidentales. Este programa de observadores es descrito por Bayliff (2001). Los datos fueron limitados a lances realizados en el Océano Pacífico oriental (OPO) que capturaron al menos una de las tres especies principales de atún (aleta amarilla, barrilete, y patudo). En lo sucesivo, 'captura' significa captura retenida, y el término 'captura de atún' significa la suma de las capturas de aleta amarilla, barrilete, y patudo.

Los datos de lance individual registrados por los observadores fueron clasificados conforme a la disposición de la captura de atún a bordo del buque. Si toda o parte de la captura de atún del lance fue cargada en una bodega que luego fue muestreada como parte del programa de muestreo en puerto, el lance fue denominado 'muestreado'; si ninguna parte de la captura de atún cargada en las bodegas fue

muestreada luego por el programa de muestreo en puerto, el lance fue denominado ‘no muestreado’.

3.1.2. Datos de muestreo en puerto

Los datos de muestreo en puerto usados en el análisis descriptivo fueron limitados a las muestras tomadas entre 2000 y 2007 en el caso de los buques de cerco de más de 363 t de capacidad de acarreo de pescado. Los datos fueron tomados bajo un diseño de muestreo estratificado de dos etapas (Tomlinson 2002; Suter 2008). En el caso de la pesquería de cerco, dentro de una clase de tipo de lance y tamaño de buque, los estratos de muestreo fueron definidos por el área y fecha de la pesca (13 áreas y 12 meses). Aunque el muestreo es generalmente oportunista, se supone en ambas etapas que es aproximadamente igual a un sencillo muestreo aleatorio. Las bodegas del buque fueron la unidad principal de muestreo dentro de un estrato, con números desiguales de bodegas muestreadas por estrato. Los peces dentro de una bodega fueron la unidad de muestreo secundaria. Las bodegas fueron muestreadas solamente si toda la captura dentro de la bodega provino del mismo estrato. De cada bodega muestreada, se midió la talla (desde la punta del hocico a la furca de la cola), al milímetro más cercano, de un número de peces de cada especie (idealmente 50). Independientemente de los peces medidos, se contaron varios centenares de peces para la composición por especies; el número de peces contado dependió del número de especies que se creía estuvieron en la bodega (determinado por adelantado a partir de los datos del observador o el cuaderno de bitácora del buque). Según el puerto de descarga, los peces pueden haber sido separados por peso y especie a medida que fueron descargados. Estas muestras clasificadas no fueron consideradas en el análisis descriptivo.

Los datos usados en el análisis descriptivo de las muestras de frecuencia de talla fueron limitados al atún aleta amarilla de lances sobre delfines y no asociados, y al atún patudo de lances sobre objetos flotantes. Conforme a las recomendaciones de Hennemuth (1957) con respecto a muestras de 50 peces, solamente las muestras de bodegas con al menos 40 peces medidos fueron incluidas en el análisis. Además, el análisis fue limitado a estratos (combinaciones de área–mes) representados por al menos cuatro bodegas muestreadas. La talla media de los peces en cada muestra fue el promedio de las tallas medidas; las muestras no fueron extendidas a la captura total en la bodega.

Ya que los métodos usados para estimar la captura total (Tomlinson 2002) usan el peso medio de los peces en la muestra, y no la talla media, el peso medio de cada muestra fue también computado y analizado en el análisis descriptivo. Las tallas individuales fueron convertidos en pesos, usando la fórmula: $\text{peso} = a \cdot \text{talla}^b$ (Tomlinson 2002; los coeficientes por especie fueron obtenidos de Suter 2008). El peso medio de una muestra fue entonces el promedio de estas estimaciones de peso individual.

Los datos usados en el análisis descriptivo de la composición por especies fueron limitados a muestras con al menos un pez contado en el caso del atún patudo, y al menos un pez contado de las dos otras especies principales de atunes (se excluyeron muestras con conteos estimados). Es decir, este análisis depende de la presencia de atún patudo, y de la presencia de atún barrilete o aleta amarilla encontrado durante la fase de composición por especies del muestreo. Al igual que con el análisis descriptivo de la talla media, el análisis fue limitado a los estratos (combinaciones de área–mes) representados por al menos cuatro bodegas muestreadas. El porcentaje de atún patudo en la muestra fue computado como el número de atunes patudo contados dividido por el número total de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo contado, multiplicado por 100.

3.2. Simulación

3.2.1. Datos de muestreo en puerto

Esta sección presenta una descripción de aspectos del muestreo en puerto específicos a la simulación; en la Sección 2.1.2 se presentó una descripción general de los datos de muestreo en puerto. Los datos de muestreo en puerto de 2000-2008 fueron usados en la simulación. En el caso de la pesquería de superficie (caña y cerco), dentro de cada combinación de 13 áreas y 12 meses, hubo siete métodos de pesca de superficie posibles que fueron usados para una mayor estratificación de los datos: caña, lances

sobre objetos flotantes por buques de cerco 1) pequeños y 2) grandes, lances no asociados por buques de cerco 1) pequeños y 2) grandes, y lances sobre delfines por buques de cerco 1) pequeños y 2) grandes. Un buque cerquero pequeño es de 363 t o menos de capacidad de acarreo de pescado; y uno grande es de más de 363 t de capacidad de acarreo de pescado.

A fin de evaluar la varianza y el sesgo de los procedimientos de estimación para la captura total, fue necesario tratar todas las muestras de bodega como si proviniesen del mismo procedimiento de descarga. Hay dos tipos de procedimiento de descarga, el más común de los cuales consiste en descargar el pescado sin consideración expresa de especie o tamaño. El otro es clasificar el pescado durante la descarga por peso y especie. Las descargas clasificadas fueron por lo tanto muestreadas por talla, pero no para la composición por especies. Para cada especie, se obtuvo una muestra de tallas para cada categoría de peso en la descarga clasificada; se establecieron las categorías de peso en el momento de descarga del buque por personal del buque o de enlatadora. Para aproximar una muestra de bodega no clasificada para una especie particular, se combinaron las muestras de talla a través de categorías de peso, usando información sobre el tonelaje en la bodega de cada categoría de peso. A continuación, todos los datos de muestras de bodega fueron procesados de nuevo para obtener una estimación de la fracción, en números, que pertenece a cada una de las tres especies de atún, del peso medio de cada especie, y de las desviaciones estándar de peso medio estimado. Se descubrió que algunos estratos tenían capturas, pero no muestras. En estos casos, las muestras de un estrato cercano con muestras fueron seleccionadas para representar los estratos no muestreadas.

4. MÉTODOS DE ANÁLISIS

4.1. Análisis descriptivo

4.1.1. Comparación de la captura de atún en lances muestreados y no muestreados

El propósito de este análisis fue comparar la cantidad de captura de atún de los lances muestreados con aquélla de los lances no muestreados. El número de lances muestreados en este conjunto de datos fue un 5-11%, anualmente (Tabla 1). Los lances fueron agrupados por estrato (combinaciones de área y mes de muestreo) dentro de cada año y tipo de lance cerquero.

La diferencia en la captura de atún entre los lances muestreados y no muestreados fue probada con una prueba de aleatorización (Manly 2007), aplicada por separado a los datos de cada tipo de lance cerquero y año, para un total de 24 pruebas (tres tipos de lance por ocho años). La hipótesis nula de la prueba de aleatorización fue que la etiqueta del lance (muestreadas contra no muestreadas; ver Sección 2.1.1) no cambia la cantidad de captura de atún. Para realizar la prueba de aleatorización, la etiqueta (muestreado, no muestreado) fue aleatorizada entre lances dentro de cada estrato. Solamente los estratos con al menos 10 lances muestreados y 10 lances no muestreados fueron incluidos en este análisis (o sea, las pruebas estaban basadas en menos lances de los indicados en la Tabla 1). Se computaron dos estadísticas de prueba: 1) la suma para todos los estratos de la diferencia dentro de estrato en la captura media de atún, y 2) la suma a través de los estratos de la diferencia dentro del estrato $\log(\text{captura de atún})$ promedio. Se realizó un total de 9.999 aleatorizaciones para cada año y tipo de lance. El valor p de la prueba de aleatorización para una prueba bilateral es la proporción de estadísticas de prueba (incluida aquélla de los datos reales) que fueron igual o mayor en valor absoluto que el valor de la estadística de los datos reales.

Los valores de p de estas pruebas fueron combinados para una prueba global a través de los años dentro de un tipo de lance, usando el método de producto truncado (TPM) de Zaykin *et al.* (2002; $\tau = 0.05$). El procedimiento de TPM es intermedio entre ninguna corrección por comparaciones múltiples y el método de corrección de Bonferroni (Rice 1988) en comparaciones múltiples. En este caso, la hipótesis global es que no hay diferencia en la captura de atún entre los lances muestreados y no muestreados.

4.1.2. Comparación de la frecuencia de atún patudo in lances sobre objetos flotantes muestreados y no muestreados

El objetivo de este análisis fue comparar la frecuencia de atún patudo en la captura entre lances sobre objetos flotantes muestreados y no muestreados. Para el análisis, las capturas fueron agrupadas por estrato (combinaciones de área y mes de muestreo) dentro de cada año. Se consideraron dos características de la captura de atún patudo: el porcentaje de atún patudo en la captura, y la presencia/ausencia de atún patudo en la captura (presencia fue definida como cualquier lance que capturó una cantidad de más de cero de atún patudo). En ambos casos, la identificación de la especie de atún usada fue aquella registrada por el observador en el mar. El porcentaje de atún patudo en la captura fue computado como el peso de atún patudo dividido por la captura de atún, multiplicado por 100.

Las diferencias en la frecuencia de atún patudo en la captura entre lances muestreados y no muestreados fueron probadas con una prueba de aleatorización, aplicada por separado a los datos de cada año. Solamente estratos con al menos 10 lances muestreados y 10 lances no muestreados fueron incluidos en este análisis. Se computaron tres estadísticas de prueba: 1) la suma sobre los estratos de las diferencias dentro de estratos en el porcentaje medio de captura de atún patudo, 2) la suma sobre los estratos de las diferencias dentro de estratos en el porcentaje mediano de captura de atún patudo, y 3) la suma sobre los estratos de las diferencias dentro de estratos en las proporciones de lances que capturaron atún patudo. Se realizó un total de 9,999 aleatorizaciones para cada prueba. Se combinaron los valores de p de estas pruebas individuales a fin de estimar un valor p para la hipótesis general de ninguna diferencia entre lances muestreados y no muestreados, usando el TPM.

4.1.3. Comparación de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas de la talla media y el peso medio

El objetivo de este análisis fue evaluar la magnitud relativa de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas de la talla media y el peso medio. Ya que no se tomaron muestras verdaderamente replicadas como parte del programa de muestreo en puerto, se crearon ‘replicados por separado para cada muestra de bodega mediante un remuestreo de las tallas de esa muestra. Se realizó el remuestreo de tallas con reemplazo, al número de peces medidos en cada muestra, con base en la función empírica de la distribución de la probabilidad de los datos. Se generaron tres ‘replicados’ de esta forma para cada muestra de bodega. Para que estas remuestras sean consideradas representativas, se necesita suponer que la muestra de tallas original caracteriza adecuadamente la distribución real, pero desconocida, de las tallas de los peces en la bodega (o sea, que la muestra original fue aproximadamente una muestra aleatoria de los peces en la bodega).

Para describir las diferencias en la variabilidad entre remuestras y entre bodegas, se ajustó un modelo lineal de efectos mixtos (Pinheiro y Bates 2004) por separado a los datos de cada año y tipo de lance cerquero. El modelo tuvo la forma siguiente:

$$y_{ijk} = \alpha_i + b_j + \varepsilon_{ijk},$$

donde y_{ijk} es la talla media del ‘replicado’ k de la bodega j en el estrato i , α es el efecto de estrato (efecto fijo), b es el efecto de bodega (efecto aleatorio), ε es el error, y $i = 1, \dots$, el número de estratos, $j = 1, \dots$, número de bodegas, y $k = 1, \dots, 4$ (muestra original de la bodega, más tres remuestras). Se supuso que $b_j \sim N(0, \sigma_b^2)$ y $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$. Así, b_j es una variable aleatoria que representa la desviación de la j -ésima bodega del estrato medio, y ε_{ijk} representa la variabilidad entre los cuatro ‘replicados’ de la bodega j en el estrato i . Se obtuvieron estimaciones de los intervalos de confianza de 95% aproximados para σ_b y σ , que se basan en una distribución logarítmica normal, del ajuste de este modelo a los datos. Una comparación de estas limitaciones de los intervalos de confianza brinda una medida de las diferencias en la variabilidad entre remuestras comparada con aquella entre bodegas.

4.1.4. Comparación de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas en el porcentaje de atún patudo en lances sobre objetos flotantes

El objetivo de este análisis fue evaluar la magnitud relativa de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas del porcentaje de atún patudo en los conteos de composición por especies de los lances sobre objetos flotantes. Al igual que con los análisis de tallas (Sección 3.1.3), se crearon ‘replicados’ para cada bodega por separado mediante un remuestreo de peces individuales (es decir, la identificación de la especie), con reemplazo, al número de peces contados en cada muestra, con base en la función empírica de probabilidad de la distribución de los datos. Se generaron de esta forma tres ‘replicados’ por muestra de bodega. Al igual que con la talla media, se supuso que la muestra original fue aproximadamente una muestra aleatoria de los peces en la bodega.

Para describir las diferencias en la variabilidad entre remuestras y entre bodegas, se usó un proceso de dos pasos. El primer paso consistió en ajustar un modelo de regresión logística de efectos fijos (McCullagh y Nelder 1989) a los datos de conteo de especies (número de atunes patudo, número de otras especies) para modelar el efecto de estrato (es decir, éxito = pez fue un atún patudo, fracaso = pez fue de otra especie; suposición de conteos totales conocidos). Los residuales de la desviación fueron entonces computados a partir de este modelo ajustado, y un modelo lineal de efectos mixtos de la siguiente forma fue ajustado a los residuales de la desviación:

$$d_{jk} = \mu + b_j + \varepsilon_{jk},$$

donde d_{jk} es el residual de la desviación de la muestra de bodega j y el ‘replicado’ k , μ es el promedio general (efecto fijo), b es el efecto de bodega (efecto aleatorio), ε es el error, y $j = 1, \dots$, número de bodegas, y $k = 1, \dots, 4$ (muestra original de bodega, más tres ‘replicados’). Se supuso que $b_j \sim N(0, \sigma_b^2)$ y $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$ (pero véase Resultados y Discusión, más adelante). Una comparación de los límites aproximados de los intervalos de confianza de 95% de σ_b y σ brinda una medida de las diferencias en la variabilidad entre remuestras comparadas con aquéllas entre bodegas.

4.2. Simulación

El objetivo de este análisis fue evaluar la magnitud relativa del sesgo y la varianza del procedimiento usado para estimar la captura total retenida de atún patudo. La simulación se basó en la generación de mil conjuntos de datos para cada año mediante un remuestreo de los datos originales. Por año dentro de cada estrato (combinación de área, mes y método de pesca), se seleccionaron bodegas, al azar y con reemplazo, al número de bodegas muestreadas en el estrato. Las fracciones por especie y los pesos promedio de las especies asociadas con cada bodega en esta colección de demuestras fueron entonces generados de los datos originales de cada bodega con base en los supuestos siguientes: 1) las fracciones por especie de cada muestra original pueden ser tratadas como si resultasen de una distribución trinomial con parámetros estimada do los datos originales, y 2) los pesos promedio de cada muestra original pueden ser tratados como si resultasen de distribuciones normales independientes con promedios y desviaciones estándar estimados de los datos originales. En el caso de las descargas que fueron clasificadas antes de la toma de muestras (ver Sección 2.2.1), se supuso que el número de peces contados durante la descarga de la bodega fue 300, y se siguió el procedimiento anterior de remuestreo. Tras aplicar el procedimiento de remuestreo a todos los estratos con captura, se calculó una nueva estimación de la captura total para el año, usando los métodos de Tomlinson (2002), y el procedimiento entero fue repetido mil veces.

Las mil estimaciones de demuestra de la captura total de atún patudo fueron usadas para estimar el sesgo del remuestreo y la desviación estándar del remuestreo para cada año. La estimación del sesgo por simulación fue computada como la estimación de la captura total menos el promedio de las estimaciones de remuestreo. La simulación de la estimación de la desviación estándar por simulación fue computada a partir de la suma de las diferencias cuadradas entre cada una de las estimaciones de remuestreo y el promedio de las estimaciones de remuestreo.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Análisis descriptivo

5.1.1. Comparación de la captura de atún en lances muestreados y no muestreados

La captura de atún en los lances muestreados solió ser mayor, en promedio, que aquélla de los lances no muestreados en muchas áreas en la mayoría de los años (Figura 1). Con la excepción de los lances sobre delfines y los lances no asociados en 2004, todos los valores de p de la prueba de aleatorización basados en la estadística de prueba (1) fueron menores que o igual a 0,01. Valió lo mismo para la estadística de prueba (2), con la excepción de la prueba para los lances sobre delfines en 2007, que tuvo un valor p de 0,02. Anualmente, el número de estratos (combinaciones de área y mes muestreo) usados en estas pruebas osciló entre 10 y 27 para los lances sobre delfines, 4 y 17 para los lances no asociados, y 7 y 33 para los lances sobre objetos flotantes, según el año. Las estimaciones de TPM de los valores p asociados con una hipótesis global de ninguna diferencia entre lances muestreados y no muestreados (a través de años dentro de un tipo de lance) fueron todos menos que 0,01.

Las diferencias en las cantidades de captura de atún de lances muestreados y no muestreados se deben probablemente a que las bodegas fueron muestreadas por el programa de muestreo en puerto solamente si todas las capturas en la bodega provinieron del mismo estrato de área-tiempo. Una bodega llenada con la captura de un solo lance satisfaría obviamente los criterios. Además, si una bodega es llenada con las capturas de solamente unos pocos lances con capturas grandes, es probable que las capturas provinieron del mismo estrato de área-tiempo. Como más pequeñas las cantidades de captura cargadas en una bodega, mayor la probabilidad que la bodega contenga capturas de diferentes estratos. Estos resultados son consistentes con los resultados de análisis de datos de muestreo en puerto de otros océanos (Lawson 2008). En trabajo futuro se podría considerar comparaciones dentro de áreas particulares, y deberían explorar cualquier diferencia entre buques.

5.1.2. Comparación de la frecuencia de atún patudo en lances sobre objetos flotantes muestreados y no muestreados

El porcentaje de atún patudo en la captura y la proporción de lances con atún patudo de lances sobre objetos flotantes muestreados fueron mayores que aquéllos en lances sobre objetos flotantes no muestreados en algunas áreas en algunos años (Figura 2), pero los resultados no fueron consistentes a través de años ni a través de estadísticas de prueba (Tabla 2). Las diferencias significativas fueron principalmente positivas, lo cual indica un mayor porcentaje de atún patudo (mayor proporción de lances con atún patudo) en lances muestreados que en lances no muestreados. No obstante, en promedio, la magnitud de las diferencias en el porcentaje de patudo (y la proporción de lances con patudo) entre lances muestreados y no muestreados fue pequeña (Figura 2, Tabla 2). Aunque son necesarios más análisis, las diferencias en los resultados entre la primera y segunda estadística de prueba se atribuye actualmente a la asimetría de los datos; un gran porcentaje de los lances no capturan atún patudo, pero en algunos lances la captura puede ser grande. Los resultados fueron similares a los análisis limitado a las áreas principales en las que se captura atún patudo (áreas de muestreo 7, 9, 11 y 12 (Suter 2008), o equivalentemente, las áreas de evaluación de poblaciones 2 y 3 (Aires-da-Silva y Maunder, presente informe)). Los resultados de análisis adicionales de lances con capturas de más de cero de atún patudo arrojaron también resultados contradictorios, con diferencias significativas positivas en dos de tres años y una diferencia significativa negativa en el otro año. El valor p del TPM de la hipótesis general de ninguna diferencia entre los lances muestreados y no muestreados fue menos de 0,05 para la prueba estadística basada en diferencias medianas y aquélla de la proporción de lances con atún patudo (Tabla 2).

Otros análisis de las capturas de atún patudo (Harley *et al.* 2004, Harley y Suter 2007; Lennert-Cody *et al.* 2008) han demostrado que el comportamiento de pesca de buques individuales podría ser una consideración importante con respecto a las capturas de atún patudo. Por lo tanto, el trabajo futuro actualizará los anteriores análisis, tomando en cuenta buques individuales, y explorará el uso de otras

estadísticas de prueba que podrían ser más potentes, dada la variabilidad en los datos. Además, para abordar las preocupaciones con respecto a la identificación de atún patudo (Suter, J.M., com. pers.), el trabajo futuro incluirá una comparación de las estimaciones de los observadores de la composición por especies de los atunes en la captura con estimaciones basadas en los datos de bodegas con un solo lance del muestreo en puerto.

5.1.3. Comparación de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas de la talla media y el peso medio

Se descubrió que la variabilidad de la talla media entre remuestras fue generalmente mucho menor que entre bodegas (Figura 3). Este resultado fue consistente a través de años y a través de las especies de atún y los tipos de lance cerquero considerados (Tabla 3). Se obtuvieron resultados similares al usar pesos promedio, y por lo tanto no se presentan.

Gráficos diagnósticos del ajuste del modelo sugirieron que la variabilidad entre bodegas podría diferir por estrato en algunos casos. El trabajo futuro ajustará un modelo que permite a σ_b^2 diferir entre estratos. Se podría considerar un análisis de muestras de bodega con tamaños de muestra menores (o sea, menos que 40 peces medidos), así como muestras de descargas clasificadas.

Los resultados anteriores sugieren que es probable que la variabilidad en la talla media entre bodegas sea menor que la variabilidad dentro de bodegas, lo cual es consistente con trabajos previos (Hennemuth 1957; Tomlinson 2002). No obstante, estudios previos (Wild 1994) también descubrieron que la descarga del pescado no fue aleatoria con respecto a tamaño. Comparaciones preliminares sugieren que aun con una posible selectividad impuesta por los descargadores, la variabilidad dentro de bodegas es probablemente menor que la variabilidad entre bodegas. No obstante, son necesarios más estudios para investigar a fondo la cuestión de la selectividad por tamaño impuesta por los descargadores.

5.1.4. Comparación de la variabilidad dentro de bodegas y entre bodegas del porcentaje de atún patudo en los lances sobre objetos flotantes

Al igual que con la talla media y el peso medio, la variabilidad entre bodegas del porcentaje de atún patudo fue mayor que entre remuestras (Figura 4). A través de años, las estimaciones de la desviación t estándar entre bodegas fueron consistentemente mayores que aquéllas de los replicados entre bodegas (Tabla 4). Por lo tanto, dado que se detectó atún patudo en los conteos, se descubrió que la variabilidad dentro de remuestras fue mucho menor que la variabilidad entre bodegas.

Los gráficos diagnósticos sugirieron que los residuales de la desviación fueron de cola corta comparados con una distribución normal, y su comportamiento no gaussiano no es sorprendente (McCullagh y Nelder 1989). El trabajo futuro mejorará el modelo ajustado a los datos mediante la implementación de un modelo logístico de efectos mixtos que permite a σ_b^2 diferir entre estratos. Además, el trabajo futuro procurará ir más allá este tipo de estudio condicional, usando una simulación para estimar la cantidad mínima de atún patudo que se puede detectar probablemente con el diseño de muestreo actual cuando las probabilidades de detección son menos que uno (cf. MacKenzie *et al.* 2002).

Si se supone que las muestras de bodega obtenidas fueron relativamente representativas de la captura dentro de cada bodega, estos resultados y aquéllos de la Sección 4.1.3 sugieren que con un presupuesto fijo de tiempo y personal de muestreo, se debería poner énfasis en muestrear más bodegas, y no en incrementar el muestreo dentro de las bodegas. Esta conclusión concuerda con estudios previos (Hennemuth 1957; Wild 1994).

5.1.5. Simulación

Los resultados de la simulación indican que el procedimiento de estimación para la captura total contiene un ligero sesgo porque, en ocho de los nueve años, el signo de la diferencia entre la estimación real de la captura total y el promedio de las estimaciones de remuestra fue el mismo (Tabla 5). En la Figura 5 se presenta un ejemplo de los resultados de la simulación para un año. Tal como se señala en la Tabla 5, el

sesgo promedio a través de años es 237, comparado con la desviación estándar media de 3.397. Por lo tanto, la estimación del sesgo por simulación es muy pequeña con respecto a la estimación de la desviación estándar por simulación.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2009. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 9: 101-202. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR9-BET-ENG.pdf>
- Bayliff, W.H. 2001. Organization, functions, and achievements of the Inter-American Tropical Tuna Commission. Inter-American Tropical Tuna Commission, Special Report 13: 122 pp.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques, Third Edition*. John Wiley and Sons. 428 pp.
- Fonteneau, A. 2008. Species composition of tuna catches taken by purse seiners. WCPFC-SC4-2008/ST-WP-2. Western and Central Pacific Fisheries Commission Scientific Committee Fourth Regular Session, August 11-22, 2008, Port Moresby, Papua New Guinea. <http://www.wcpfc.int/node/927>
- Harley, S.J., Tomlinson, P.K., and Suter, J.M. 2004. Possible utility of catch limits for individual purse-seine vessels to reduce fishing mortality on bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. SAR-5-05 BET A, presented at the IATTC 5th Working Group on Stock Assessment, May 11-13, 2004 <http://www.iattc.org/PDFFiles/SAR-5-05%20BET%20A%20Catch%20limits.pdf>
- Harley, S.J. and Suter, J.M. 2007. The potential use of time-area closures to reduce catches of bigeye tuna (*Thunnus obsesus*) in the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. U.S. National Marine Fisheries Service, Fishery Bulletin, 105 (1): 49-61.
- Hennemuth, R.C. 1957. An analysis of methods of sampling to determine the size composition of commercial landings of yellowfin tuna (*Neothunnus macropterus*) and skipjack (*Katsuwonus pelamis*). Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin, 2 (5): 171-243.
- Lawson, T. 2008. Factors affecting the use of species composition data collected by observers and port samplers from purse seiners in the western and central Pacific Ocean. WCPFC-SC4-2008/ST-WP-3. Western and Central Pacific Fisheries Commission Scientific Committee Fourth Regular Session, August 11-22, 2008, Port Moresby, Papua New Guinea. <http://www.wcpfc.int/node/928>
- Lennert-Cody, C.E., Roberts, J.J., and Stephenson, R.J. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Journal of Marine Science, 65 (6): 970-978.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., and Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83 (8): 2248-2255.
- Manly, B.F.J. 2007. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall/CRC. 455 pp.
- McCullagh, P. and Nelder, J.A. 1989. *Generalized Linear Models*, Second Edition. Chapman & Hall. 511 pp.
- Pinheiro, J.C. and Bates, D.M. 2004. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer. 528pp.
- Rice, J.A. 1988. *Mathematical Statistics and Data Analysis*. Wadsworth & Brooks/Cole. 595 pp.
- Suter, J.M. 2008. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Thesis for Master of Science in Statistics, San Diego State University, San Diego, California, U.S.A.
- Tomlinson, P.K., Tsuji, S., and Calkins, T.P. 1992. Length-frequency estimation for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught by commercial fishing gear in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 20 (6): 357-398.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. In: Status of tuna and billfish stocks in 2000. Inter-American

- Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report,2: 339-356.
- Wild, A. 1994. An evaluation of length-frequency sampling procedures and subsequent data analysis for purse-seine caught yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 21(1): 1-70.
- Zaykin, D.V., Zhivotovsky, L.A., Westfall, P.H. and Weir, B.S. 2002. Truncated product method for combining p -values. Genetic Epidemiology, 22 (2): 170-185.